

Schriftenreihe
Umwelttechnik und Umweltmanagement

Band 32



**Anwendung und Potenziale
von Abwasserteichsystemen
im internationalen Kontext**

Herausgeber:
Prof. Dr.-Ing. Dr. rer. pol. Dr. h. c. K.-U. Rudolph
IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management
an der Universität Witten/Herdecke gGmbH

Herausgeber: Prof. Dr.-Ing. Dr. rer. pol. Dr. h. c. K.-U. Rudolph
IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management
an der Universität Witten/Herdecke gGmbH

Fuhrman, Tim / Anwendung und Potenziale von Abwasserteichsystemen
im internationalen Kontext / Schriftenreihe „Umwelttechnik und Umweltma-
nagement“ / Band 32 / Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. Dr. rer. pol. Dr. h. c. K.-U.
Rudolph, IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management an der Uni-
versität Witten/Herdecke gGmbH

Drucklegung: 1. Auflage, März 2014

Druck: KDD Kompetenzzentrum Digital-Druck GmbH
Leopoldstr. 68, 90439 Nürnberg
www.druckterminal.de

Vertrieb: IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management
an der Universität Witten/Herdecke gGmbH
Alfred-Herrhausen-Sr. 44, 58455 Witten
www.uni-wh-utm.de

© 2014 IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management an der
Universität Witten/Herdecke gGmbH; Eigenverlag Tim Fuhrmann

Alle Rechte, insbesondere das Recht auf Vervielfältigung und Verbreitung sowie
Übersetzung, vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (durch
Fotokopie, Mikrofilm oder ein anderes Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung
des IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Wit-
ten/Herdecke gGmbH oder des Autors reproduziert oder unter Verwendung elekt-
ronischer Systeme gespeichert, verarbeitet oder vervielfältigt werden.

ISBN 978-3-00-045434-9

Anwendung und Potenziale von Abwasserteichsystemen im internationalen Kontext

Vom Fachbereich Bauingenieurwesen und Geodäsie
der Technischen Universität Darmstadt
zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

von

Dipl.-Ing. Tim Fuhrmann

aus Herne

Referent: Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel

Korreferenten: Prof. Dr. mult. Karl-Ulrich Rudolph,
Prof. Dr.-Ing. Martin Wagner

Tag der Einreichung: 10.05.2013

Tag der mündlichen Prüfung: 05.09.2013

Darmstadt 2013

D 17

Danksagung

Bis mich Prof. Dr. mult. Karl-Ulrich Rudolph 2006 fragte, ob ich ein Forschungsprojekt zu Abwasserteichen betreuen möchte, hatte ich Teiche im Abwasserbereich vor allem in Form der weithin bekannten Schönungsteiche wahrgenommen: idyllische Anmutung, aber verfahrenstechnisch eher von untergeordneter Herausforderung. Es zeigte sich dann jedoch schnell, dass sich die Beschäftigung mit Abwasserteichen im internationalen Kontext zu einem aktuellen und hochspannenden Thema entwickeln würde.

Dem Einsatz von Prof. Rudolph ist zu verdanken, dass Abwasserteiche als Forschungsgegenstand in Deutschland überhaupt wieder aufgegriffen wurden. Von seinen Auslandsreisen hat er zahlreiche Impulse und Informationen mitgebracht, die auch in das Forschungsvorhaben „Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen in Abhängigkeit von den länderspezifischen Einflussfaktoren“ im Rahmen des Verbundprojekts „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser“ eingeflossen sind. Die vorliegende Dissertation fußt zu einem großen Teil auf meiner Arbeit an diesem Vorhaben. Ich danke Prof. Rudolph daher sehr herzlich für die Möglichkeit, dieses Projekt während meiner Tätigkeit am Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH (IEEM) zu bearbeiten, sowie für seine Unterstützung und sein Vertrauen in meine Arbeit.

Ich möchte diese Gelegenheit auch nutzen, um den Beteiligten des Forschungsverbundprojekts für die angenehme und konstruktive Zusammenarbeit zu danken.

Die UV-Untersuchungen im Rahmen des Projekts wurden mit Hilfe des Industriepartners WEDECO AG bzw. ITT Water & Wastewater Herford GmbH (die 2011 in die Xylem Water Solutions Herford GmbH übergang) durchgeführt. Für die geduldige Unterstützung danke ich unter anderem Martin Preikschat und Gesa Kruse. Gleicher Dank gilt Sven Neumann, der als studentischer Mitarbeiter am IEEM zahlreiche Abwasserproben aus Teichanlagen in ganz Nordrhein-Westfalen eingesammelt und untersucht hat, sowie Rim Soud für die parallelen Untersuchungen an der FH Gießen-Friedberg.

Besonders danke ich Prof. Dr. Peter Cornel für seine Bereitschaft, meine Dissertation an der TU Darmstadt zu betreuen, und seine wertvollen Hinweise zur vorliegenden Dissertation.

Abschließend möchte ich diese Gelegenheit auch nutzen, um mich bei Prof. Rudolph und den Ex-Kolleginnen und Kollegen am IEEM dafür zu bedanken, dass die gemeinsamen Jahre in Witten nicht nur in fachlicher Hinsicht zu einer schönen Erfahrung geworden sind, auf die ich gerne zurückschaue.

Ratingen, April 2013

Tim Fuhrmann

Kurzfassung

Schlagworte: Abwasserdesinfektion, Abwasserteiche, Algen, Bemessung, Betrieb, Biogas, Entwicklungsländer, Gestaltung, Hydraulik, Kosten, Optimierung, UV-Desinfektion

Abwasserteiche sind ein seit langem und weltweit in der Abwasserreinigung etabliertes Verfahren. Unter anderem in Entwicklungs- und Schwellenländern stellen Teichanlagen einen großen Anteil aller Abwasserreinigungsanlagen dar. Hier sind Abwasserteiche insbesondere abseits der städtischen Ballungszentren, wo große Flächen vorhanden aber die Energieversorgung unsicher ist, wegen der vergleichsweise geringen Anforderungen an den laufenden Betrieb oftmals die sinnvollste Möglichkeit für eine nachhaltig funktionierende Abwasserentsorgung. Aber auch in vielen Industrieländern bilden Abwasserteichanlagen eine wichtige Komponente in Abwasserkonzepten für den ländlichen Raum.

In Deutschland mit seinen schätzungsweise 2.000 Abwasserteichanlagen ist die wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung der Teichtechnologie in den letzten Jahrzehnten weitgehend zum Erliegen gekommen. Aufbauend auf einem BMBF-geförderten Forschungsvorhaben zu Bemessungs- und Gestaltungsaspekten von Abwasserteichen im Ausland werden in der vorliegenden Dissertation der aktuelle, internationale Stand der Abwasserteichtechnologie dargestellt sowie Empfehlungen für Bau, Betrieb und Optimierung von Abwasserteichanlagen in anderen Ländern abgeleitet. Dabei wird unter anderem die herausragende Bedeutung der Teichhydraulik für eine effiziente Reinigungsleistung dargelegt. Mit Blick auf die zunehmende Bedeutung der Wasserwiederverwendung werden zudem die hohe natürliche Keimreduktion in Abwasserteichanlagen und die Möglichkeiten der UV-Desinfektion des Ablaufs bei besonderen Ablaufanforderungen beschrieben.

Neben technischen Aspekten werden auch Fragen zu Einsatzgrenzen, Wirtschaftlichkeit und Nachhaltigkeit behandelt. Potenziale und Randbedingungen für den Einsatz von weiterentwickelten Abwasserteichsystemen auch in innovativen Einsatzfeldern wie der Wasserwiederverwendung, Abwasserdesinfektion, Biogasnutzung und Produktion von Algen als Biomasse zur alternativen Energiegewinnung werden aufgezeigt – hier existieren viele Erfolg versprechende Ansätze aber auch weiterhin großer Forschungsbedarf.

Die Darlegungen zeigen, dass Abwasserteichen aufgrund ihrer betriebstechnischen Robustheit noch lange ein Platz unter den Abwasserreinigungsverfahren, vor allem in Entwicklungsländern und ländlichen Regionen, zuzuschreiben ist. Getrieben von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und wirtschaftlichen Vorteilen, die sich auch in Kombination mit anderen Verfahren und durch Aktivierung zusätzlicher Nutzenfunktionen wie der Biogas- und Biomassegewinnung darstellen lassen, wird aber auch ein Aufschwung der Teichtechnologie in neuen Einsatzfeldern erwartet. Die Zukunft gehört in diesem Zusammenhang vor allem der innovativen Algentechnologie, die neue Impulse für den Einsatz von Abwasserteichanlagen erwarten lässt.

Abstract

Title: Applications and potentials of wastewater pond systems in an international context

Key words: Wastewater disinfection, wastewater ponds, waste stabilisation ponds, algae, design, operation, biogas, developing countries, design, hydraulics, cost, optimization, UV disinfection

Worldwide, wastewater ponds are established as a long-standing and established wastewater treatment process. Especially in developing and emerging countries pond systems cover a large proportion of all wastewater treatment plants. Because of their relatively low requirements for plant operations, in those countries wastewater ponds are often the most reliable way for sustainable sewage disposal, in particular in regions away from the urban centers where power supply is uncertain but large plant areas are available. But even in many industrialized countries wastewater ponds represent an important component of wastewater concepts for rural areas.

In Germany, where approximately 2,000 wastewater ponds are under operation, the scientific development of pond technology has largely come to halt in recent decades. Based on a BMBF-funded research project on construction and design aspects of wastewater ponds abroad, in the present thesis the current international state of the wastewater pond technology as well as recommendations for construction, operation and optimization of wastewater pond systems are specified. Amongst others, the out-standing importance of pond hydraulics for efficient treatment performance is shown. In view of the increasing importance of water reuse, the high natural germ reduction in wastewater ponds as well as possibilities of UV disinfection to cope with specific effluent requirements are described.

In addition to technical aspects, also questions about efficiency, sustainability and limits of application of wastewater ponds are discussed. Potentials and boundary conditions for the use of enhanced wastewater pond systems in innovative fields of application such as water reuse, wastewater disinfection, utilisation of biogas and production of algae as biomass for alternative energy production are shown – in those fields there are many promising approaches but also great needs for continuous research.

The overall analysis shows that wastewater ponds, due to their operational robustness, will still have its place among the wastewater treatment processes for a long time, especially in developing countries and rural areas. Driven by new scientific knowledge and economic benefits, which are derived from the combination with other treatment methods and by activation of additional utility functions such as biogas and biomass production, a boost of pond technology is expected in new fields of application. In that context, the future lies primarily with the innovative algae technology, which promises a new impetus for the application of wastewater ponds.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	I
Kurzfassung.....	III
Abstract.....	IV
Inhaltsverzeichnis	V
Abkürzungsverzeichnis	IX
1 Einleitung.....	1
2 Motivation für die Beschäftigung mit Abwasserteichanlagen	3
2.1 Bedarf an einfachen Abwasserbehandlungstechnologien	3
2.2 Aktuelle Verbreitung und Relevanz von Abwasserteichen.....	4
2.3 Neue Ansätze in der Teichtechnologie	6
2.4 Fazit.....	6
3 Kurze Einführung zum Verständnis von Abwasserteichen.....	8
3.1 Grundlegende Merkmale.....	8
3.2 Teichtypen und -konfigurationen.....	8
3.3 Reinigungsprozesse.....	11
3.4 Typische Teichkennwerte zur Reinigungsleistung	14
3.5 Fazit.....	15
4 Treiber, Hemmnisse und Grenzen für den Einsatz von Abwasserteichen.....	16
4.1 Charakteristische Vor-und Nachteile	16
4.2 Teiche im Vergleich mit anderen Verfahren	17
4.3 Vertiefte Betrachtung ausgewählter Kriterien	21
4.3.1 Flächenbedarf	21
4.3.2 Wasserverluste durch Verdunstung und Versickerung	23
4.3.3 Einsatz in kaltem Klima und Winterbetrieb	27
4.3.4 Akzeptanz im Umfeld technologischer Entwicklung	29
4.3.5 Globaler Trend zur Wasserwiederverwendung	30
4.3.6 Globale Einsatzfelder für semi- und dezentrale Strukturen.....	33
4.4 Fazit.....	34
5 Abwasserteichbemessung und -gestaltung im internationalen Kontext.....	35
5.1 Grundsätzliches.....	35
5.2 Hydraulische Modelle	36
5.3 Bemessungsansätze in Deutschland.....	38
5.4 Internationale Bemessungsansätze.....	40
5.4.1 Typisches Vorgehen	40
5.4.2 Dimensionierung eines Fakultativteichs	42
5.4.3 Nachweis der Reinigungsleistung eines Fakultativteichs.....	45

5.4.4	Vergleich verschiedener Berechnungsansätze für Fakultativteiche	47
5.4.5	Besonderheiten bei Teichanlagen in sehr kaltem Klima	51
5.5	Mikrobiologische Parameter	53
5.5.1	Grundsätzliche Hinweise	53
5.5.2	Fäkalcoliforme Bakterien	53
5.5.3	Enteroviren	56
5.5.4	Helmintheneier	56
5.6	Modellierung und Simulation von Teichanlagen	58
5.7	Gestaltung	60
5.7.1	Allgemeine Anforderungen	60
5.7.2	Vorbehandlung	61
5.7.3	Nachbehandlung mit Filterdämmen	62
5.7.4	Teichgeometrie	63
5.7.5	Hydraulik	63
5.7.6	Rezirkulation	67
5.7.7	Belüftung	67
5.7.8	Automatisierung	69
5.7.9	Betriebliche Infrastruktur und Anlagenanordnung	69
5.8	Abgeleitete Optimierungsansätze für Teichkläranlagen	70
5.9	Fazit	71
6	Verfahrenskombinationen und Weiterentwicklungen	72
6.1	Entwicklungen in der Abwasserteichtechnologie	72
6.2	Kombinationen mit anderen Behandlungsverfahren	72
6.3	Weiterentwickelte Teichsysteme und Sonderbauformen	76
6.3.1	Algenteiche	76
6.3.2	Integrierte Systemlösungen	80
6.3.3	Teiche zur Behandlung industrieller Abwässer	83
6.3.4	Constant Waterlevel Sequencing Batch Reaktor (CWSBR)	84
6.3.5	Mehrzweckteichsysteme	84
6.4	Stufenausbaukonzepte	84
6.5	Integration mit Wasserspeicherung	85
6.6	Fazit	87
7	Verbesserungsansätze für Betrieb und Wartung	88
7.1	Betrieb als Engpassfaktor	88
7.2	Ursachen	89
7.3	Anforderungen zum Betriebspersonal	90
7.4	Grundlegende Anforderungen an den Anlagenbetrieb	91
7.5	Typische Betriebsprobleme und -lösungen	92
7.5.1	Übermäßige Verschlämmung und Schwimmstoffanfall	92
7.5.2	Geruchsbelästigung	93
7.5.3	Starke Verkrautung der Uferzonen	93
7.5.4	Übermäßiges Wachstum von Wasserpflanzen	94
7.5.5	Algenabtrieb im Teichablauf	95

7.5.6	Veränderungen der Teich-Biozönose.....	95
7.5.7	Insektenbefall (z. B. mit Moskitos).....	96
7.5.8	Außerbetriebnahme von technischer Ausrüstung	97
7.5.9	Schlammablagerungen, Verlandung	97
7.6	Einschätzung des biologischen Zustandes von Abwasserteichen.....	97
7.7	Schlammanfall und -räumung	98
7.8	Fazit.....	100
8	Abwasserdesinfektion	102
8.1	Abwasserdesinfektion – ein Thema von zunehmender Relevanz.....	102
8.2	Hygienische Anforderungen an behandeltes Abwasser.....	103
8.3	Natürliche Reduktion der Keimbelastung in Teichkläranlagen.....	105
8.3.1	Desinfektionswirkung in Abwasserteichen	105
8.3.2	Vergleich mit konventionellen Kläranlagen	106
8.3.3	Wirkungsmechanismen	108
8.3.4	Gezielte Erhöhung der Desinfektionswirkung in Teichen.....	113
8.3.5	Grenzen der Desinfektionswirkung in Teichen.....	114
8.4	Nachgeschaltete technische Desinfektion von Teichabläufen	115
8.4.1	Überblick über relevante Desinfektionsverfahren.....	115
8.4.2	Verfahrensvergleich	115
8.5	Desinfektion von Teichabläufen mittels UV-Bestrahlung.....	119
8.5.1	Einsatz der UV-Bestrahlung für Zwecke der Abwasserdesinfektion.....	119
8.5.2	Erforderliche UV-Bestrahlung zur Abwasserdesinfektion	122
8.5.3	Einfluss der Wasserqualität auf die Bestrahlungseffizienz.....	123
8.5.4	Untersuchungen zur UV-Transmission.....	125
8.5.5	Ergebnisse aus praktischen Versuchen zur UV-Bestrahlung von Teichabwasser.....	126
8.5.6	Entfernung von Helmintheneiern	130
8.5.7	Reaktivierung von Keimen.....	131
8.5.8	Kosten der Abwasserdesinfektion mit UV-Bestrahlung.....	132
8.6	Weiterer Forschungsbedarf.....	135
8.7	Fazit.....	136
9	Zusätzliche Nutzenpotenziale bei Teichverfahren.....	137
9.1	Nutzenpotenziale.....	137
9.2	Nutzung des gereinigten Abwassers	139
9.3	Biogasgewinnung zur Energieerzeugung	140
9.4	Verwertung von Algen und Hydrophyten	141
9.5	Aquakultur	145
9.6	Nutzung von Volumen und Fläche.....	145
9.7	Fazit.....	147
10	Kosten- und Finanzierungsaspekte	148
10.1	Investitionskosten.....	148
10.2	Betriebskosten.....	150

10.3	Kostenbewertungen	154
10.4	Finanzierungsaspekte und alternative Ansätze	154
10.5	Fazit.....	157
11	Ökologische Nachhaltigkeit von Teichkläranlagen.....	158
11.1	Kriterien zur Nachhaltigkeitsbewertung	158
11.2	Klimarelevante Gasemissionen	160
11.3	Fazit.....	164
12	Chancen und Anpassungsbedarf deutscher Exportansätze	166
12.1	Chancen und Hemmnisse.....	166
12.2	Anpassungsbedarf	168
12.3	Fazit.....	170
13	Forschungstrends und -bedarf.....	171
13.1	Internationale Forschungstrends	171
13.2	Weiterer Forschungsbedarf.....	172
13.3	Fazit.....	174
14	Zusammenfassung.....	175
	Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	180
	Abbildungen	180
	Tabellen.....	182
	Textboxen	184
	Quellen	185
	Literatur	185
	Technisches Regelwerk und Normen (soweit im Text benannt).....	198
	Rechtsnormen (soweit im Text benannt).....	199
	Anhang 1: Indikatororganismen, Kennwerte zu mikrobiellen Belastungen in Abwasser	201
	A1.1 Relevante Indikatororganismen	201
	A1.2 Repräsentanz und Auswahl von Indikatororganismen	203
	A1.3 Mikrobielle Belastungen in Rohabwasser.....	204
	Anhang 2: Beispiele für Qualitätsanforderungen an Wasser zur Wiederverwendung	207
	A2.1 Anforderungen in Deutschland	207
	A2.2 Internationale Anforderungen	209
	Anhang 3: Betriebsaspekte von UV-Bestrahlungsanlagen.....	211
	A3.1 Erzeugung von UV-Licht	211
	A3.1 Betriebsaspekte von UV-Desinfektionsanlagen	212

Abkürzungsverzeichnis

Die für Bemessungsgleichungen unter anderem im Kapitels 5 verwendeten, spezifischen Kurzzeichen werden dort direkt im Kontext der Gleichungen erläutert und im Folgenden nur bei übergeordneter Bedeutung wiederholt.

Technische Abkürzungen

A	Teichoberfläche
ADM	Anaerobic Digestion Model
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AIWPS	Advanced Integrated Wastewater Pond System
APS	Advanced Pond System
ASM	Activated Sludge Model
BOD	Biochemical oxygen demand (= BSB)
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
C	Kohlenstoff
cfu	Colony forming units (dtsh.: KBE, koloniebildende Einheiten)
CDM	Clean Development Mechanism
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
COD	(Total) chemical oxygen demand (= CSB)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CWSBR	Constant Waterlevel Sequencing Batch Reactor
DALY	Disability adjusted live years
DO	Dissolved oxygen (gelöster Sauerstoff)
E	Einwohner
E. coli	Escherichia coli
EMSR	Elektrisches Messen, Steuern und Regeln
EW	Einwohnerwert
FC	F(a)ecal coliforms (fäkalcoliforme Bakterien)
FKZ	Förderkennzeichen (bei BMBF-geförderten Vorhaben)
FuE	Forschung und Entwicklung
GC	gesamtciliforme Bakterien
HRP	High-rate ponds
HRAP	High-rate algal ponds
k ₁	Reaktionskonstante für Reaktionen 1. Ordnung
KBE	koloniebildende Einheiten
MBR	Membranbioreaktor
MPN	Most probable number
N _{ges}	Gesamt-Stickstoff
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NTU	Nephelometric turbidity units
O&M	Operation and Maintenance

oTR	Organischer Trockenrückstand (= Glühverlust)
PETRO	Pond Enhanced Treatment and Operation
SBR	Sequencing Batch Reactor
SS	Suspended solids (suspendierte Schwebstoffe = AFS)
SSK	Spektraler Schwächungskoeffizient
t	hydraulische Aufenthaltszeit
T	Temperatur
TS	Total solids (TS = TSS + TDS)
TS	Trockensubstanz
TSS	Total suspended solids
TDS	Total dissolved solids
TOC	Total organic carbon
UASB	Upstream Anaerobic Sludge Blanket
UV	Ultraviolett (-Licht/-Bestrahlung)
UVT	UV transmittance (UV-Transmission)
WSP	Waste stabilisation ponds
WSTR	Wastewater storage and treatment reservoirs

Abkürzungen von Institutionen

ADB	Asian Development Bank
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
EXPOVAL	Forschungsverbundprojekt „Exportorientierte Forschung und Entwicklung im Bereich Abwasser – Validierung an technischen Anlagen“
GIZ	Deutsche Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit GmbH
GTZ	Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit GmbH (seit 2011: GIZ)
IEEM	Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH
IWA	International Water Association
KfW	KfW Bankengruppe
NIWA	National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd (Neuseeland)
UN	United Nations (Vereinte Nationen)
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization

1 Einleitung

Abwasserteiche sind ein seit langem und weltweit in der Abwasserreinigung etabliertes Verfahren und von der Anzahl der Anlagen vermutlich auch eines der am weitest verbreiteten Abwasserbehandlungsverfahren. Aber sind Teichanlagen als naturnahes Verfahren in der zunehmend stärker technisierten Abwasserreinigung langfristig noch zeitgemäß? Und welche substanziellen Potenziale können Abwasserteichverfahren für die Zukunft bieten?

In der deutschen fachöffentlichen Wahrnehmung und dem DWA-Regelwerk werden Abwasserteiche als einfache Lösung für kleine Anlagen im ländlichen Raum (Bild 1.1) behandelt. Die wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung und der Blick auf die internationale Forschungslandschaft zur Abwasserteichtechnologie finden hierzulande derzeit kaum statt.

Mit der vorliegenden Arbeit sollen daher neben in einer Gesamtschau typischer Anwendungen von Abwasserteichen im In- und Ausland vor allem die Vielschichtigkeit der Teichtechnologie und bisher weniger beachtete, zukunftsweisende Potenziale im internationalen Kontext aufgezeigt werden. Ziel ist es dabei weniger, einzelne Aspekte aus dem Gesamtkomplex der Abwasserteichtechnologie in allen Details zu eruieren, sondern vielmehr ein vertieftes Verständnis für das Gesamtthema und die zahlreichen Implikationen zwischen den einzelnen Aspekten zu entwickeln.



Bild 1.1: Typischer Abwasserteich in Deutschland (Foto: Fuhrmann)

Die vorliegende Dissertation beruht auf den Ergebnissen umfangreicher empirischer Untersuchungen und internationaler Recherchen, die unter anderem am Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke (IEEM) im Rahmen des vom BMBF

geförderten Forschungsprojekts „Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen in Abhängigkeit von den länderspezifischen Einflussfaktoren“ (BMBF-Förderkennzeichen 02WA0543) erarbeitet wurden.¹

Ausgangspunkt dieser Dissertation ist die Situation in Deutschland. Der hiesige Stand der Technik ist u. a. im DWA-Arbeitsblatt 201 und diversen Fachpublikationen niedergelegt, jedoch ist die Ausrichtung nahezu ausschließlich deutschlandbezogen. Die wissenschaftliche Beschäftigung mit internationalen Ansätzen und Innovationen im Bereich der Teichtechnologien ist in Deutschland seit vielen Jahren weitgehend zum Erliegen gekommen. Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit lag daher neben eigenen praktischen Untersuchungen im Bereich der Abwasserdesinfektion vor allen auf Recherchen vor Ort in verschiedenen Ländern und der Auswertung der umfangreichen internationalen Publikationen zu Abwasserteichen.

Neben einer grundsätzlichen Erläuterungen zur Motivation für die Beschäftigung mit dem Thema (Kap. 2) und einer kurzen Einführung zum Verständnis von Abwasserteichen (Kap.3) sollen im Folgenden systematisch diejenigen Aspekte eingehend dargestellt werden, die sich für eine zukunftsorientierte Einschätzung von Potenzialen und Randbedingungen für Abwasserteiche im internationalen Kontext als besonderes relevant erwiesen haben.

Dies beginnt bei einer Einordnung im Vergleich zu anderen Verfahren und der Diskussion ausgewählter Einsatzkriterien (Kap. 4), geht über die Bemessung und Gestaltung von Teichen mit besonderer Berücksichtigung von Teichhydraulik und Optimierungsansätzen im Hinblick auf eine effizientere Auslegung (Kap. 5) und die Darstellung weiterentwickelter Teichsysteme zur Erschließung neuer Einsatzfelder (Kap. 6) bis zur Diskussion von Problemen und Lösungsansätzen für die Betriebsführung von Abwasserteichanlagen (Kap. 7). Da gerade im zunehmend wichtigeren Bereich der Wasserwiederverwendung die Reduktion mikrobiologischer Belastungen eine maßgebende Rolle spielt, soll vertieft auf die Effekte der natürlichen Abwasserdesinfektion in Teichanlagen eingegangen und Möglichkeiten für eine weitergehende, nachgeschaltete Desinfektion von Teichabflüssen dargestellt werden (Kap. 8). Ein zukunftssträchtiges Feld betrifft auch die Darstellung von Potenzialen durch diverse Zusatznutzungen in Teichsystemen (Kap. 9).

Neben den vorstehend eher technisch geprägten Aspekten zu Anwendung und Potenzialen von Abwasserteichsystemen sollen Hinweise zur Wirtschaftlichkeit (Kap. 10) und Nachhaltigkeit (Kap. 11) von Abwasserteichen bis hin zur Exportrelevanz (Kap. 12) und aktuellen Forschungsansätzen (Kap. 13) das Themenfeld abrunden.

¹ Das Projekt 02WA0543 war eingebettet in das BMBF-geförderte Verbundvorhaben „Exportorientierte Forschung und Entwicklung im Bereich Abwasser“. Ergebnisse des Verbundprojekts können u. a. dem „Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern“ (RUB, 2010) entnommen werden. Weitere Informationen sind unter <http://dbs-lin.ruhr-uni-bochum.de/wasserverbund/> verfügbar

2 Motivation für die Beschäftigung mit Abwasserteichanlagen

Tendenziell nimmt die Zahl der Abwasserteichanlagen vor allem in Industrieländern ab. Anhand des Bedarfs nach einfachen Lösungen in Entwicklungsländern (Kap. 2.1), der aktuellen Relevanz in vielen anderen Regionen (Kap. 2.2) und von Hinweisen auf neue Ansätze (Kap. 2.3) soll aufgezeigt werden, warum es dennoch und weiterhin Sinn macht, sich mit Abwasserteichen zu beschäftigen.

2.1 Bedarf an einfachen Abwasserbehandlungstechnologien

“With half the population of developing regions without sanitation, the 2015 target appears to be out of reach” – die Vereinten Nationen haben in ihrem letzten Millennium Development Goals Report (UN, 2010) ein ernüchterndes Fazit zur Umsetzung des im Jahre 2000 formulierten Ziels, einer Halbierung der Zahl der Menschen ohne Zugang zu grundlegender Abwasserentsorgung bis 2015, gezogen. Geschätzte 2,6 Milliarden Menschen hatten 2008 keinen Zugang zu angemessener Abwasserentsorgung, mit noch immer steigender Tendenz aufgrund des Bevölkerungswachstums. Bild 2.1 zeigt dabei deutlich, dass vor allen die Bevölkerung in den ländlichen Regionen der Entwicklungsländer betroffen ist (dort haben im Durchschnitt der Entwicklungsländer 60 % der Menschen keinen Zugang zu geregelter Abwasserentsorgung).

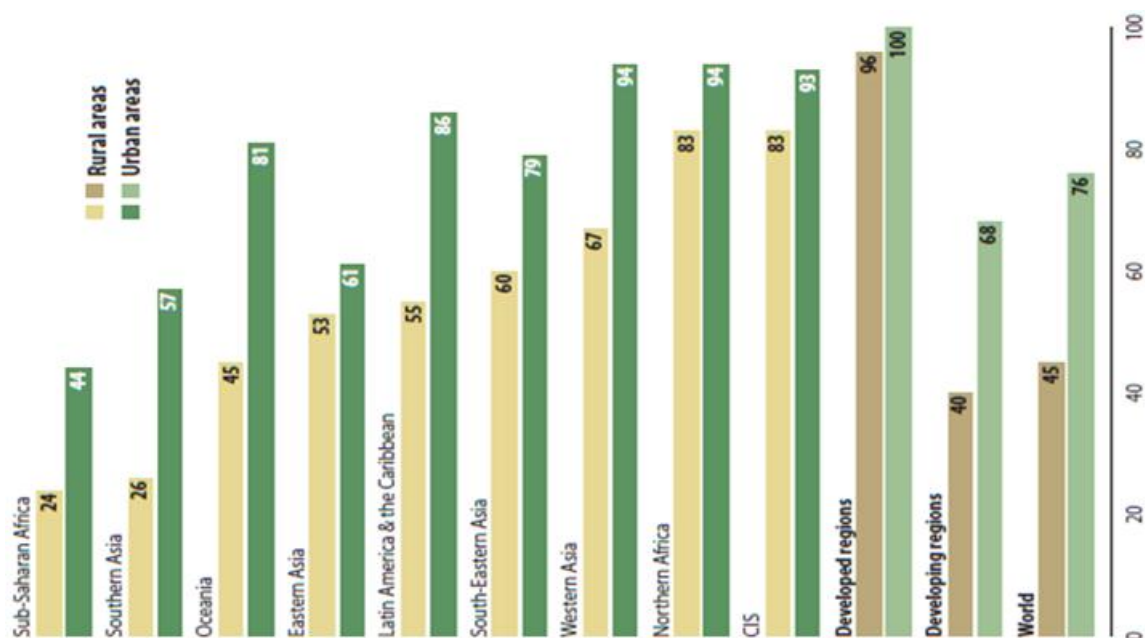


Bild 2.1: Anteil der Bevölkerung (in %) mit Zugang zu angemessener Abwasserentsorgung in städtischen und ländlichen Bereichen, 2008 (UN, 2010)

Eine Verbesserung dieser Situation ist nicht nur eine Frage der Menschenwürde, sondern schlichte hygienische Notwendigkeit zur Vermeidung von Gesundheitsgefahren durch die im Abwasser enthaltenen Krankheitserreger. Ein wesentliches Element der für eine geregelte Abwasserentsorgung notwendigen Infrastruktur stellt die Abwasserreinigung dar. In Entwicklungs- und Schwellenländern erweisen sich jedoch aufgrund von geringen finanziellen Ressourcen und fehlendem betriebstechnischen Know-how die in den Industrieländern etablierten, zwar sehr effizienten aber auch technisch anspruchsvollen Verfahren der Abwasserreinigung häufig als nicht tragfähig. Aus der Entwicklungszusammenarbeit werden immer wieder Beispiele bekannt, bei denen der Betrieb von technischen Kläranlagen nicht dauerhaft gewährleistet ist. Es besteht daher ein Bedarf an einfacheren, angepassten Lösungen. Verfahrenstechnisch einfachere Verfahren wie Abwasserteiche mit ihren vergleichsweise geringen betrieblichen Anforderungen und niedrigem Investitionsmittelbedarf können hier einen adäquaten Lösungsansatz darstellen. Insbesondere in ländlichen Räumen, wo die Stromversorgung unsicher ist, große Flächen vorhanden und Erdarbeiten preisgünstig sind – und nicht zuletzt wegen der vergleichsweise geringen Ansprüche an den laufenden Betrieb – sind Abwasserteiche oftmals sogar die einzig sinnvolle Möglichkeit für den Einstieg in eine nachhaltig funktionierende Abwasserentsorgung (ADB, 2006: „Thanks to their rudimentary maintenance needs, the only purification stations that work sustainably in Sub-Saharan Africa are the artificial lagoons for the purification of wastes.“).

Neben dem Anschluss der Bevölkerung an die Abwasserentsorgung stellt in vielen ariden Entwicklungs- und Schwellenländern die Wasserwiederverwendung aus Abwasser, vor allem für die landwirtschaftliche Bewässerung, eine weitere Herausforderung dar. Der Wasserwiederverwendung wird international eine zunehmende Bedeutung zugewiesen (DWA, 2008). Laut WHO (2006) wird weltweit ein großer Teil des für landwirtschaftliche Bewässerungszwecke genutzten Abwassers unbehandelt angewendet, mit der Folge von ernsthaften Erkrankungen wie Wurminfektionen und Diarrhöe. Aufgrund des hohen Grades an natürlicher Desinfektionswirkung in den Teichen bieten sich entsprechend dimensionierte Abwasserteichanlagen als eines der einfachsten Verfahren zur Reduktion von mikrobiologischen Belastung an. In Kombination mit anderen Gesundheitsschutzmaßnahmen werden sie von der WHO (2006) daher als wichtige Komponente zur Keimreduktion für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung angesehen (siehe beispielsweise Bild 8.1 auf S. 104 zu verschiedenen Kombinationen von Maßnahmen zur Keimreduktion).

Abwasserteiche werden daher auf nicht absehbare Zeit einen wichtigen Beitrag zur Lösung der Abwasserprobleme in Entwicklungs- und Schwellenländern leisten müssen. Die Aufgabe der Industrieländer wird dabei sein, die Optimierung der Abwasserteichtechnologien unter Einbeziehung der spezifischen Randbedingungen in den Zielländern zu unterstützen. In dieser Arbeit werden dazu zahlreiche Hinweise gegeben, auch zu den oben genannten Aspekten wie Anlagenbetrieb, Abwasserdesinfektion und Wasserwiederverwendung.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Relevanz von Abwasserteichen

Weltweit stellen Abwasserteichanlagen zahlenmäßig einen sehr großen Anteil aller Abwasserreinigungsanlagen dar, vor allem in Entwicklungs- und Transformationsländern. Aber auch in den meisten Industrieländern finden sich viele Anlagen. In den USA kommen Abwasserteiche schon seit rund 100 Jahren zum Einsatz.

Hier gibt es über 8.000 Anlagen (davon rund 62 % mit Fakultativteichen) (U.S. EPA, 2011). In Frankreich existieren rund 2.500 Anlagen (Mara, 2009). In Neuseeland machen Abwasserteiche sogar mehr als 60 % der Kläranlagen aus (Leonard und Weaver, 2009). Selbst in nördlichen Regionen wie Alaska und Kanada sind über 1.000 Abwasserteichanlagen im Einsatz, was rund 50 % der Gesamtkapazität ausmacht (Heavens und Banks, 2005). Eine der weltweit größten Anlagen liegt in Australien, das Western Treatment Plant bei Werribee nahe Melbourne (Bild 2.2), das auf rund 11.000 ha Fläche pro Tag rund 485.000 m³ Abwasser von 1,6 Mio. Einwohnern behandelt (Melbourne Water, 2005).



Bild 2.2: Western Treatment Plant bei Werribee, Australien; im Vordergrund abgedeckte Teichfläche zur Biogasgewinnung (Foto: Rudolph)

In Deutschland sind schätzungsweise rund 2.000 Abwasserteiche in Betrieb was etwa 20 % aller Kläranlagen ausmacht (Barjenbruch und Erler, 2004). Der Einsatz konzentriert sich vor allem auf ländliche Regionen in Süddeutschland: Rameseder (2011) gibt gemäß LfU (2011) allein für Bayern 1.130 Anlagen an; laut Engelman und Bauer (2007) sind dort beispielsweise knapp $\frac{3}{4}$ aller kommunalen Kläranlagen bis 1.000 E als Abwasserteiche ausgebildet. Für Niedersachsen werden 150 Anlagen angegeben (Pahl und Hegemann, 1998), für Sachsen-Anhalt 77 Anlagen (Stand 2003, Barjenbruch und Erler, 2004); in NRW sind rund 25 Anlagen vorhanden (Stand 2006, eigene Erhebungen)¹. Hobus (2007) führt für die einzelnen Bundesländer eine Liste von Abwasserteichen mit insgesamt 666 belüfteten und 853 unbelüfteten Abwasserteichen auf, die jedoch im Vergleich zu anderen Quellen unvollständig erscheint.

Abwasserteichanlagen beschränken sich in Deutschland fast ausschließlich auf die Größenklassen 1 und 2 nach AbwV (2004), also bis 5.000 E, und betreffen daher trotz der hohen Anlagenzahl in Summe lediglich ca. 0,5 % aller angeschlossenen Einwohnerwerte (in Bayern laut LfU (2011) etwas 3,3 % der Gesamtausbaugröße). Die Zahl hat abgenommen, seitdem

¹ Laut Auswertung des Kläranlagenkatasters NIKLAS-KOM aufgrund einer Anfrage des Autors beim Landesumweltamt. Vor dem Hintergrund dieser Abfrage und weiterer Recherchen wurde im Übrigen deutlich, dass belastbare Angaben zur Anzahl der Abwasserteichanlagen in Deutschland schwierig zu erheben sind, weil in statistischen Daten teilweise Schönungsteiche hinter konventionellen Kläranlagen ebenfalls als Abwasserteiche erfasst werden.

auch kleinere Kläranlagen Stickstoff reduzieren müssen (obwohl Nitrifikation/Denitrifikation auch in Abwasserteichen möglich ist).

Auch in Schwellenländern gibt es die Tendenz, bestehende Abwasserteichanlagen durch konventionelle Verfahren (insbesondere Belebungsanlagen) zu ersetzen. Neben den Zwängen durch gestiegene Anschlusswerte in schnell wachsenden Städten und dem Wunsch nach repräsentativeren hochtechnologischen Lösungen geht es teilweise auch um die Flächen, die frei werden, wenn man flächenintensive Teiche durch Kompaktanlagen ersetzen kann; oder man hat vor Ort schlechte Betriebserfahrungen z. B. mit Geruchsemissionen oder Funktionsmängeln gemacht. In einigen Schwellenländern wie etwa Südafrika, das in der Vergangenheit bei der Entwicklung leistungsfähiger Abwasserteichtechnologien führend war (Abwasserdesinfektion, Algenteiche, PETRO-System usw.; vgl. Marais, 1974; Shipin et al., 1998; Shipin und Meiring, 2002, 2005; Rose, 2002), ist daher teilweise eine Stagnation der technologischen Entwicklung eingetreten. Wie in dieser Arbeit gezeigt wird, sind Fehlfunktionen jedoch zu großen Teilen eher auf Fehler in Bemessung und Betrieb zurückzuführen, als auf grundsätzliche Nachteile der Teichtechnologie. Es besteht trotz einer hohen Zahl an Anlagen weiterhin akuter Aufklärungsbedarf zu Abwasserteichen in vielen Ländern.

2.3 Neue Ansätze in der Teichtechnologie

Bereits seit einigen Jahren gibt es lebhafte Forschungsaktivitäten zur Weiterentwicklung der Teichtechnologie vor allem in einigen stärker industrialisierten Ländern (u. a. Australien, Brasilien, Großbritannien, Neuseeland, USA). Getrieben von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und signifikanten wirtschaftlichen Vorteilen sind so in den letzten Jahren zahlreiche Ansätze zur Optimierung der Teichtechnologie und Erschließung neuer Einsatzfelder getätigt worden. Dies betrifft viele praxistaugliche Ansätze zur hydraulischen Optimierung und Leistungssteigerung von Abwasserteichanlagen, wie auch die Kombination mit anderen Verfahren, die Abwasserdesinfektion oder innovative Anwendungen der Algentechnologie. Einen besonders interessanten Bereich stellt die Aktivierung zusätzlicher Nutzenpotenziale dar, wie die gezielte Gewinnung von Biogas bei Anaerobteichen oder die Kultivierung von Biomasse aus Algen und Hydrophyten für die energetische Nutzung, die neue Verknüpfungen zum Bereich der alternativen Energieerzeugung herstellen. In Kapitel 6 (Verfahrenskombinationen und Weiterentwicklungen) und Kapitel 9 (zusätzliche Nutzenpotenziale) werden die einzelnen Aspekte ausführlich beleuchtet. Die genannten Aspekte lassen teilweise völlig neue und zukunftsgerichtete Einsatznischen für die Abwasserteiche entstehen - aus den innovativen Impulsen in diesen Bereichen kann geradezu eine Renaissance der Teichtechnologie erwartet werden. (Shilton et al., 2008; WEFTEC, 2008; Mara, 2009; Craggs et al., 2010; McCann, 2011)

2.4 Fazit

Abwasserteichanlagen stellen zahlenmäßig eines der am weitest verbreiteten Verfahren der Abwasserreinigung dar. Gerade in Entwicklungsländern mit einem hohen und anhaltenden Bedarf an einfachen Abwasserreinigungsverfahren sind Abwasserteiche – nicht

zuletzt wegen der vergleichsweise geringen Anforderungen an den laufenden Betrieb – oftmals die einzig sinnvolle Möglichkeit für eine nachhaltig funktionierende Abwasserentsorgung. Mit Abwasserteichen lässt sich hier aus Anwendersicht der nachhaltigste Nutzen aus dem eingesetzten Kapital erzielen. In vielen Entwicklungs- und Schwellenländern bieten sich Abwasserteiche daher zumindest als Initial- oder Übergangstechnologie an, bis die Entwicklung der Länder so weit vorangeschritten ist, dass der nachhaltige Betrieb auch von anspruchsvolleren technischen Abwasserreinigungsanlagen möglich wird.

In vielen Industrieländern ist grundsätzlich eine tendenziell abnehmende Anwendung von Abwasserteichen zu verzeichnen. Dennoch wird in zahlreichen Staaten neben der Leistungssteigerung des Teichverfahrens auch die wissenschaftliche Weiterentwicklung im Hinblick auf zusätzliche Nutzenfunktionen vorangetrieben.

Damit ergeben sich zwei zentrale Ebenen der zukünftigen Relevanz von Abwasserteichsystemen: in Entwicklungs- und Schwellenländern stellen sie einen wichtigen Baustein der Abwasserbehandlung vor allem in ländlich strukturierten Räumen und als Initialtechnologie dar, während in den Industriestaaten die Teichtechnologie durch Integration zusätzlicher Funktionalitäten wie Biogas- oder Biomasseproduktion zu einem innovativen Nischenprodukt mit Zukunftspotenzial weiterentwickelt wird.

3 Kurze Einführung zum Verständnis von Abwasserteichen

Wann ist ein Teich ein Abwasserteich? Und wie funktioniert er? Nachfolgend wird nach der Definition grundlegender Merkmale (Kap. 3.1) anhand der Erläuterung der unterschiedlichen Teichtypen (Kap. 3.2) und der Reinigungsprozesse (Kap. 3.3) in die Teichtechnologie eingeführt und es werden typische Kennwerte zur Reinigungsleistung genannt (Kap. 3.4).

3.1 Grundlegende Merkmale

Es gibt eine Vielzahl unterschiedlicher Abwasserteichtypen. In der einfachsten Form handelt es sich um unbelüftete Teiche (gemeint sind hierbei „nicht technisch belüftete“ bzw. „natürlich belüftete“ Teiche), in denen das Abwasser allein durch natürliche Prozesse gereinigt wird. Das wesentliche Alleinstellungsmerkmal solcher Abwasserteiche ergibt sich aus der prozesstechnischen Eigenart, dass ein wesentlicher Teil des aeroben Reinigungsprozesses mithilfe von Algen erfolgt (d. h. letztlich mit Solarenergie), wie später erläutert wird. Verfahrenstechnisch liegt eine Konfiguration als Durchlaufreaktor ohne Rezirkulation vor. In Tabelle 3.1 sind die typischen technischen Merkmale zusammengestellt, nach denen eine Abwasserbehandlungsanlage als „Abwasserteich“ definiert werden kann. Bei Hybrid- oder anderweitig abgewandelten Anlagen können die Unterschiede im Einzelfall jedoch fließend sein (siehe z. B. CWSBR-Anlagen in Kapitel 6.3).

Tabelle 3.1: Grundlegende Merkmale von Abwasserteichanlagen
(Rudolph et al., 2009; modifiziert)

Nr.	Merkmal	Typische Ausprägung bei Abwasserteichanlagen
1	Biologischer Prozess	Kombinierte Bakterien- und Algenbiologie, meistens suspendiert (ggf. zusätzlich Aufnahme durch Wasserpflanzen)
2	Hydraulik	Durchlaufreaktor ohne Rezirkulation (abgesehen von Sonderbauweisen)
3	Bauweise	Erdbeckenbauweise (abgesehen von Befestigung von Böschungen und Sohle)
Hinweis: Hybrid- und Kombinationsverfahren, die u. a. auch Eigenschaften von Belebtschlammverfahren und Biofiltern nutzen, sind international weit verbreitet, wie Teich-SBR, PETRO-Systeme, Versickerungsfilter etc.		

3.2 Teichtypen und -konfigurationen

Abwasserteichanlagen setzen sich in der Regel aus mehreren Einzelteichen zusammen, die unterschiedliche prozesstechnischer Funktion aufweisen (Sedimentation, anaerober, anoxischer oder oxidativer Abbau) bzw. nach der eingesetzten Bauweise oder Ausrüstung (belüftete/unbelüftete Teiche, Algenteiche usw.) unterschieden werden. Im internationalen Kontext kommen zudem diverse Kombinationen mit anderen Behandlungsverfahren zum Einsatz, wie später in Kapitel 6 zu Verfahrenskombinationen und Weiterentwicklungen gezeigt wird.

Das deutsche DWA-Regelwerk (DWA-A 201, 2005) unterscheidet je nach Betriebsweise die in Tabelle 3.2 beschriebenen Teichtypen. Die in der Tabelle zusätzlich benannten Anaerobteiche, die vor allem in warmen Ländern zum Einsatz kommen, werden im deutschen Regelwerk nicht berücksichtigt. Zu berücksichtigen ist, dass die in der Tabelle genannten Bemessungswerte und Hinweise die klimatischen und siedlungswasserwirtschaftlichen Bedingungen in Deutschland reflektieren. Wie in späteren Kapiteln gezeigt wird, weichen die Auslegungen in anderen Ländern teilweise erheblich davon ab (wie beispielsweise aus Tabelle 5.2 auf S. 41 ersichtlich wird).

Neben den in Tabelle 3.2 genannten Teichtypen gibt es noch Sonderbauformen wie Speicher- oder Verdunstungsteiche, die allerdings nur in ganz speziellen Einsatzfeldern zur Anwendung kommen.

Tabelle 3.2: Teichtypen und für deutsche Verhältnisse geltende Auslegungshinweise nach DWA-A 201 (2005), mit Ergänzungen u. a. um Anaerobteiche

Teichtyp	Englische Bezeichnung	Beschreibung
Absetzteiche	Settlement lagoons, Settlement ponds	Absetzteiche sind als Vorstufe vor einer weiteren Behandlung zur gezielten Sammlung und Faulung von Schlamm gedacht. Sie werden auf ein spezifisches Volumen $\geq 0,5 \text{ m}^3/\text{E}$ bemessen; darin ist ein Schlammraum von $0,15 \text{ m}^3/\text{E}$ enthalten.
Unbelüftete Abwasser-teiche, Oxidations-teiche, Fakul-tativteiche	Facultative ponds, Waste stabilization ponds, Oxidation ponds, Fakul-tation ponds	Wegen des großen Flächenbedarfs ist ihr Anwendungsbereich in Deutschland in der Regel auf 1.000 E beschränkt. Bemessungskriterium ist die Flächenbelastung: es wird eine spezifische Oberfläche von $\geq 10 \text{ m}^2/\text{E}$ angesetzt. Für Regenwassermitbehandlung oder teilweisem Stickstoffabbau gilt ein Zuschlag von je $5 \text{ m}^2/\text{E}$. Die Teiche sollten eine Tiefe von 1,0 m aufweisen.
Belüftete Abwasser-teiche	Aerated lagoons	Im Vergleich zu unbelüfteten Teichen kann der Flächenbedarf durch den Einsatz von Belüftungsaggregaten reduziert werden. Damit ist zudem eine bessere Durchmischung sowie Steigerung und gewisse Steuerbarkeit der Reinigungsleistung verbunden. Belüftete Teiche werden in Deutschland für Anschlusswerte bis 5.000 E eingesetzt und eignen sich auf Grund ihrer Pufferkapazität auch für den Saisonbetrieb in Feriengebieten. Für die Reinigungsleistung sind in erster Linie die Kontaktzone Wasser/Bodenschlamm mit dem dort biologisch wirksamen Biofilm und in zweiter Linie die frei schwimmenden Bakterien und Mikroorganismen von Bedeutung. Zur Abscheidung der Schwebstoffe ist eine Beruhigungszone oder ein nachgeschalteter Teich erforderlich. Zur Bemessung wird eine Raumbelastung von $25 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ angesetzt. Der Sauerstoffverbrauch ist mit $1,5 \text{ kg/kg BSB}_5$ einzuplanen. Die Wassertiefe sollte 1,5 – 3,5 m betragen.
Nachklär-teiche	Settlement ponds, 'Humus ponds'	Nachklärteiche werden belüfteten Teichen oder Biofilmreaktoren in Kombinationsanlagen nachgeschaltet, um die Schwebstoffe abzutrennen. Das erforderliche Teichvolumen errechnet sich aus der Mindestdurchflusszeit von 1 d, bezogen auf den maximalen Zufluss, und aus dem Volumenanteil für die notwendige Schlammspeicherung bis zur Räumung.

Teichtyp	Englische Bezeichnung	Beschreibung
Schönungs- teiche	Maturation ponds	Schönungsteiche werden zur Dämpfung und zum Ausgleich von Abflussspitzen und zur weiteren Reinigung bei leistungsschwachen Gewässern eingesetzt. Im Allgemeinen werden sie mit einer Wassertiefe von 1 – 2 m und einer Durchflusszeit bei Trockenwetter von 1 – 2 d konzipiert.
Anaerob- teiche	Anaerobic ponds	Bei hohen organischen Zulaufmengen können in warmen Klimazonen Anaerobteiche als erste Teichstufe zum Einsatz kommen. Die Wassertiefe beträgt ca. 3,0 – 5,0 m. Zu beachten sind die Methanemissionen. Anaerobteiche werden im deutschen Regelwerk nicht berücksichtigt.

Abwasserteichanlagen bestehen in der Regel mindestens aus einem unbelüfteten Teich, regelmäßig gefolgt von einem oder mehreren nachgeschalteten Schönungsteichen (siehe „Standardkonfiguration“ in Bild 3.1). Diese Grundanordnung aus unbelüfteten Teichen (engl.: Waste Stabilisation Ponds, WSP) ist die weltweit am meisten verbreitete Teichkonfiguration.

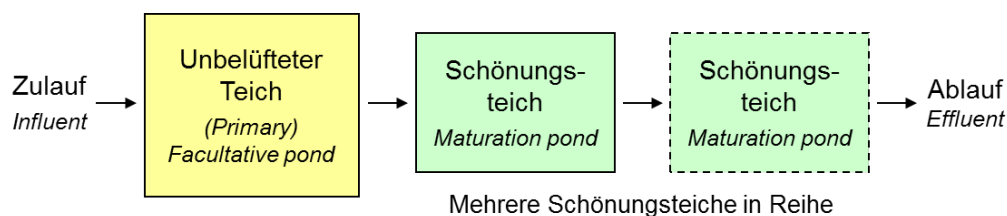


Bild 3.1: Die „Standardkonfiguration“ von Abwasserteichanlagen (nicht maßstäblich) (Shilton und Walmsley, 2005)

Der (erste) unbelüftete Teich wird in den internationalen, meist wärmeren, Hauptanwendungsgebieten in der Regel auf eine Flächenbelastung von rund 80 – 400 kg BSB₅/ha·d ausgelegt (der vergleichsweise konservative deutsche Ansatz liegt unter Berücksichtigung der kalten deutschen Winter bei ca. 60 kg BSB₅/ha·d¹).

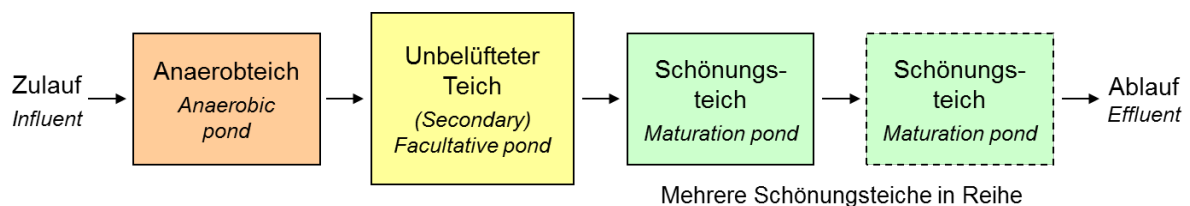


Bild 3.2: Die „Standardkonfiguration“ von Abwasserteichanlagen mit Anaerobstufe (nicht maßstäblich) (Shilton und Walmsley, 2005)

Bei hoher organischer Zulaufbelastung steht in unbelüfteten Teichen nicht ausreichend gelöster Sauerstoff zur Verfügung und es bildet sich ein anaerobes Milieu aus. Gezielt für hohe organische Frachten ausgelegte Anaerobteiche (engl.: Anaerobic Ponds) kommen ab ca.

¹ 60 kg/ha·d entsprechen 6,0 g/(m²·d).

100 g BSB/m³·d zur Anwendung (Mara, 1997 und 2005) und werden als erste Teichstufe angeordnet, wie in Bild 3.2 dargestellt ist. Anaerobteiche weisen normalerweise kaum gelösten Sauerstoff und keine nennenswerten Mengen an Algen auf. Besonders effektiv sind sie (wie alle Anaerobverfahren) bei höheren Temperaturen, sprich in warmem Klima. Bei nur wenigen Tagen Aufenthaltszeit (3 – 6 d, bei Konstruktionen mit tiefliegendem Zulauf teilweise auch darunter) kann in Abhängigkeit der Temperatur ein Abbau der organischen Fracht um bis zu 40 – 70 % erzielt werden.

Neben den aus vorgenannten Teichtypen bestehenden reinen Teichanlagen kommen Abwasserteiche auch in Kombination anderen Verfahren zum Einsatz, beispielsweise Biofilmanlagen. Verschiedene Verfahrenskombinationen (z. B. mit Festbetтанlagen) und deren Einsatzfelder werden in Kapitel 6 beschrieben.

Sofern nichts anderes erwähnt ist, wird der Begriff der „Abwasserteiche“ oder „Abwasserteichanlage“ in dieser Arbeit im Sinne der verfahrenstechnisch einfach gehaltenen „Standardkonfigurationen“ ohne zusätzliche technische Ausrüstung wie Belüftung oder weitere Behandlungsschritte verwendet.

3.3 Reinigungsprozesse

Obwohl es sich auf den ersten Blick um ein vergleichsweise einfaches Reinigungsverfahren handelt, liegt den Abwasserteichen ein sehr komplexer Reinigungsvorgang zugrunde, der im Kern auf unterschiedlichen biologischen und photo-chemischen Abbauprozessen sowie Sedimentationswirkungen beruht (siehe beispielsweise Bild 3.3).

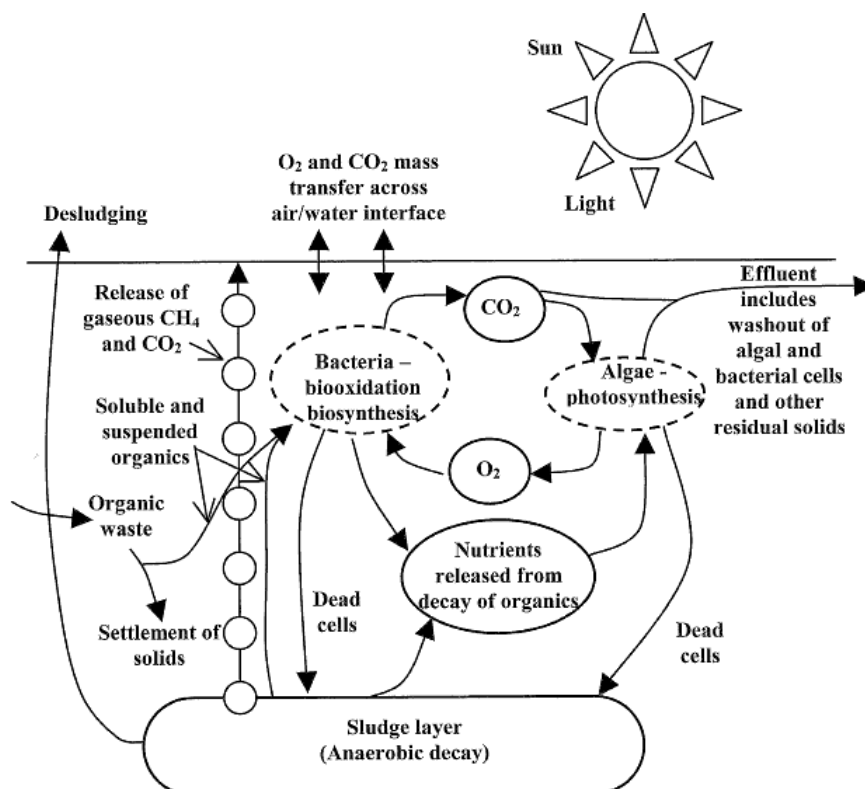


Bild 3.3: Grundlegende Prozesse zum Abbau von Feststoff- und organischer Fracht in einem Fakultativteich (Walmsley und Shilton, 2005; modifiziert nach Hawkes, 1983)

Die biologische Abwasserreinigung erfolgt über aerobe und anaerobe Prozesse, an der eine Vielzahl von Mikroorganismen beteiligt ist, wie sie auch in natürlichen Gewässern vorkommen. Wie in Bild 3.3 anschaulich dargestellt, bildet sich in unbelüfteten Teichen insbesondere in der warmen Jahreszeit eine Schichtung im Teichkörper aus: Die obere euphotische Schicht weist aufgrund von Sauerstoffeinträgen über die Wasseroberfläche und durch Algen-Photosynthese in der Regel ein aerobes Milieu auf, in dem organische Abwasserbestandteile aber auch Nährstoffe durch Oxidation abgebaut werden. Partikuläre Abwasserbestandteile und abgestorbene Biomasse sinken durch Sedimentationsprozesse auf den Teichgrund. In tieferen Zonen und an der Sohle bzw. dem darauf aufgelagerten Schlamm bilden sich in der Regel anaerobe Zonen aus. Solche Teiche werden daher auch als „fakultativ anaerobe“ Teiche oder „Fakultativteiche“ bezeichnet (in Englischen „Facultative Ponds“). Ein Austausch zwischen den Schichten erfolgt über die natürliche Durchmischung durch jahreszeitlich veränderte Temperatur- und Dichteunterschiede und Windbewegungen.

Eine Besonderheit von Abwasserteichen gegenüber allen anderen Abwasserreinigungsverfahren besteht darin, dass die aerobe Stoffumsetzung im Zusammenwirken mit Mikroalgen erfolgt (sogenannter Algen-Bakterien-Mutualismus). Vor allem Grün- und Blaualgen haben über die Algenphotosynthese ein hohes Vermögen zur biochemischen Produktion von Sauerstoff, der für die aeroben Abbauprozesse der heterotrophen und autotrophen Bakterien im Teich verwendet wird. Wie in Bild 3.4 vereinfacht dargestellt, steht das von den Bakterien produzierte CO_2 wiederum für die Photosynthese der Algen zur Verfügung (siehe z. B. Pearson, 2005; Gutzeit und Neis, 2007). Daneben erfolgt ein Austausch weiterer Stoffe wie NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} etc., die als Stoffwechselprodukte der Bakterien anfallen und von den Algen für den Aufbau ihrer organischen Substanz assimiliert werden.

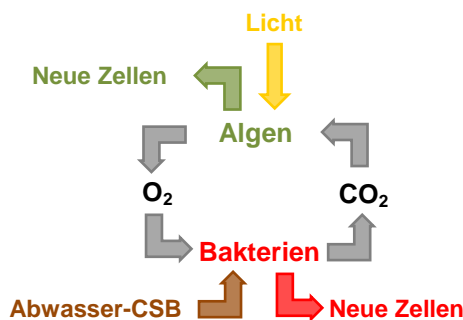


Bild 3.4: Der Algen-Bakterien-Mutualismus in Oxidationsteichen (nach Ludwig und Oswald, 1952; zitiert von Mara, 2009)

In unbelüfteten Teichen kommt es über die vorgenannten Prozesse im Wesentlichen zum Abbau organischer Kohlenstofffracht (BSB_5 -Abbau i.d.R. bis zu 85 %). Der Wirkungsgrad in Bezug auf den Nährstoffabbau (N-Elimination < 60 %, P-Elimination < 35 %; von Sperling, 2007) ist deutlich geringer als in konventionellen Kläranlagen mit technisch gesteuerten Nitrifikations- und Denitrifikationszonen oder gar P-Fällung.

Der Stickstoffabbau in Abwasserteichen erfolgt, wie in Bild 3.5 dargestellt, neben der schon genannten Assimilation von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_x\text{-N}$ durch die Algen über verschiedene weitere Prozesse, wie die in begrenztem Maße vorhandene Nitrifikation und Denitrifikation, die Ammonium- bzw. Ammoniak-Ausstrippung, sowie über die Sedimentation von partikulärem organischen Stickstoff. Aus der sedimentierten Biomasse ist der Stickstoff jedoch durch Hydrolyse der organischen Verbindungen teilweise weiterhin bioverfügbar und wird erst durch

Schlammräumung dem System entzogen (Craggs, 2005a; von Sperling, 2007; Hobus, 2007, U.S. EPA, 2011). In kaltem Klima oder im Winter kommt es nur zu einer minimalen Stickstoffelimination, da zumindest die Nitrifikation unterhalb von ca. 5 – 8 °C zum Erliegen kommt, mit der Folge entsprechend erhöhter NH_3 -Konzentrationen im Teich (U.S. EPA, 2011).

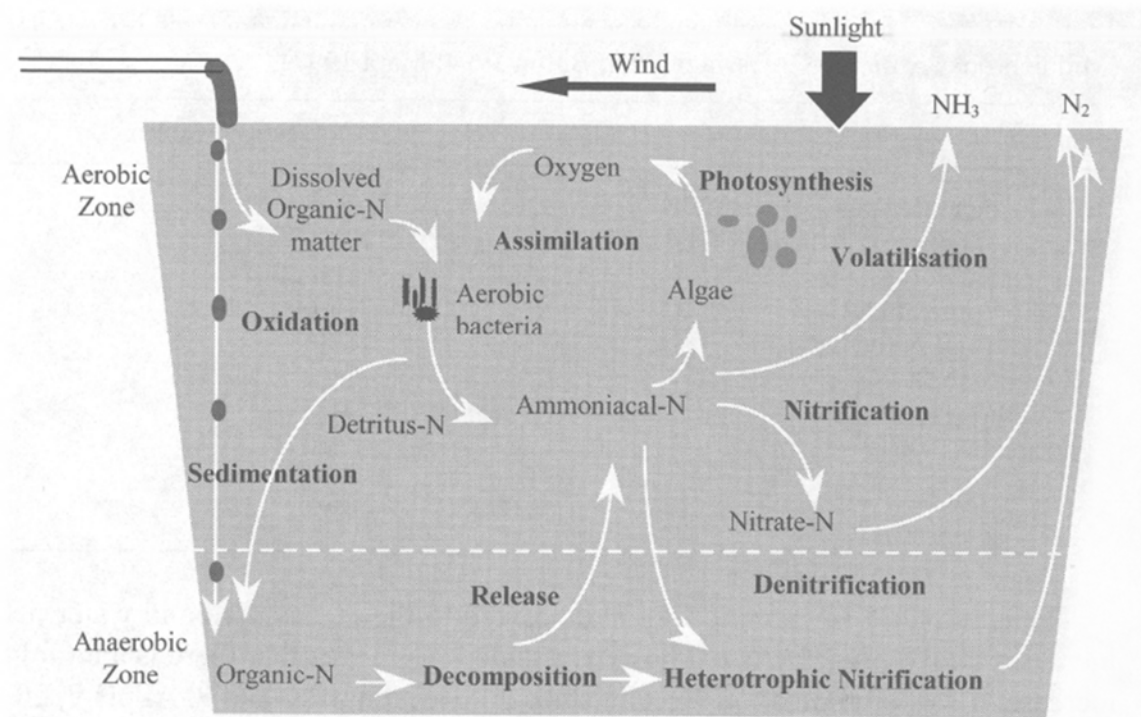


Bild 3.5: Stickstoff-Abbauprozesse in einem unbelüfteten Teich (Craggs, 2005a)

Die Verringerung der Phosphorkonzentration erfolgt zum einen durch CO_2 -Bindung der autotrophen Mikroorganismen und Sedimentation als organisches Phosphor in der Algenbiomasse sowie zum anderen durch Ausfällen von anorganischem Phosphor als Phosphatverbindungen wie Calciumphosphat, Hydroxylapatit oder Struvit bei hohen pH-Werten > 9 (Mara, 1997; von Sperling, 2007; Nowak und Heise, 2007). Zu beachten sind jedoch auch Rücklöse- und Mineralisationsvorgänge, die der Verringerung teilweise entgegenstehen können. Von Sperling (2007) verweist darauf, dass ein Teil des Phosphors über die Algenbiomasse im Ablauf ausgetragen wird, die nach Arceivala (1981) einen Phosphoranteil von rund 1 % in der Trockenmasse aufweist (das bedeutet, dass beispielsweise bei 50 mg/l Algen im Ablauf auch rund 0,5 mg/l Phosphor über diesen Pfad ausgetragen werden). Eine effektive Sedimentation insbesondere in nachgeschalteten Schönungsteichen kann als Stickstoff- und Phosphorsenke fungieren, da die Nährstoffe auch als Bestandteil von schlecht abbaubaren Algenbestandteilen langfristig im Bodensediment eingebunden werden können (Mara, 1997). Als Faustwert für die Eliminationsrate von Phosphor in unbelüfteten Teichen gibt von Sperling (2007) eine Größenordnung bis maximal 35 % an.

Für detailliertere Erläuterungen zum Nährstoffabbau wird beispielsweise auf Craggs (2005) verwiesen. Einige typische Kennwerte zu Abbauleistungen sind in Tabelle 3.3 auf S. 14 zusammengestellt. Aus der genannten Tabelle werden auch die guten Abbauleistungen in Bezug auf mikrobiologische Belastungen deutlich, auf die in Kapitel 8 zur Abwasserdesinfektion

detailliert eingegangen wird. Dort werden in Kapitel 8.3.3 auch die sehr komplexen Mechanismen der Desinfektion in Teichen erläutert.

Die vorstehend skizzierten Prozesse wie auch die Schichtenausbildung in Abwasserteichen (Stratifikation) werden durch Umwelteinflüsse wie Temperatur (bezüglich biologischer Aktivitäten, Stoffumsetzungen, thermischer Schichtung), Wind (bezüglich Sauerstoffeintrag, Vermischung) und Sonnenintensität (bezüglich Photosynthese und sonstigen photobiologischen Aktivitäten) stark beeinflusst. Aufgrund der großen spezifischen Oberfläche sind Teiche diesbezüglich besonders anfällig.

Wegen der mit steigenden Temperaturen erhöhten Stoffwechselprozesse sind Teichverfahren – wie alle biologischen Verfahren – in warmen Klimata wie warmgemäßigten Zonen bis hin zu den Tropen besonders effektiv und weisen dort einen entsprechend geringeren spezifischen Flächenbedarf auf, wie in Kapitel 5 zur Teichbemessung gezeigt wird. Für ergänzende Erläuterungen und anschauliche Darstellungen zu den jahreszeitlich schwankenden Umwelteinflüssen auf die Verhältnisse im Teichkörper z. B. auf von Sperling (2007) verwiesen.

3.4 Typische Teichkennwerte zur Reinigungsleistung

Um einen Überblick zur Reinigungsleistung in Abwasserteichanlagen und den verschiedenen Teichtypen zu geben, sind ergänzend zu den vorstehend bereits genannten Daten in Tabelle 3.3 grundlegende Kennwerte der wichtigsten Teichkonfigurationen zusammengestellt (die Werte beziehen sich tendenziell auf gemäßigte bis warme Regionen). Aus der Tabelle werden die guten Abbauleistungen für organische Fracht und coliforme Bakterien (stellvertretend für mikrobiologische Belastungen) deutlich. Schlechter schneidet der Nährstoffabbau ab, für den technische Kläranlagen mit Nitrifikations- und Denitrifikationszonen deutlich bessere Abbauraten aufweisen. Zu berücksichtigen ist, dass die Werte nur eine grobe Einordnung geben können, da die Reinigungsleistung und der Flächenbedarf stark abhängig sind von den jeweiligen lokalen Randbedingungen wie Abwasserqualität und Temperaturen.

Tabelle 3.3: Kennwerte der Reinigungsleistung für die wichtigsten Teichkonfigurationen (von Sperling, 2007)

	Fakultativ- teich	Anaerob- + Fakulta- tivteich	Belüfteter Teich	Volldurch- misch belüf- teter Teich + Absetzteich	Anaerob- + Fakultativ- + Schönungs- teich
BSB	75 – 85	75 – 85	75 – 85	75 – 85	80 – 85
CSB	65 – 80	65 – 80	65 – 80	65 – 80	70 – 83
Susp. Schwebst.	70 – 80	70 – 80	70 – 80	80 – 87	73 – 83
Reinigungs- leistung (%) Ammonium	< 50	< 50	< 30	< 30	50 – 65
Stickstoff	< 60	< 60	< 30	< 30	50 – 65
Phosphor	< 35	< 35	< 35	< 35	> 50
Coliforme Bakterien	90 – 99	90 – 99	90 – 99	90 – 99	99.9 – 99.9999

Weitere Kennwerte zu typischen Auslegungsparametern in Deutschland und in wärmeren Klimata sind in Tabelle 5.1 und Tabelle 5.2 im Kapitel 5 (Abwasserteichbemessung) gegen-

übergestellt. Anhaltswerte zum Flächenverbrauch und den Kosten finden sich u. a. in Tabelle 10.1 im Kapitel 10 (Kostenaspekte).

3.5 Fazit

Das wesentliche Merkmal von Abwasserteichen gegenüber anderen Reinigungsverfahren liegt in der symbiotischen Wechselwirkung von Algen und Bakterien und der weitgehenden Nutzung natürlicher Abbauprozesse. Abwasserteiche weisen vergleichsweise gute Abbauleistungen für organische Fracht und mikrobiologische Belastungen auf, haben aber deutliche Einschränkungen beim Nährstoffabbau, zumindest soweit es sich um einfache, unbelüftete Anlagen handelt.

Trotz des eigentlich einfachen Grundprinzips zeigt sich, dass den Teichen im Detail sehr komplexe Prozesse zugrunde liegen, die bei der Analyse von Einsatzmöglichkeiten und -grenzen wie auch bei einer optimierten Auslegung von Abwasserteichanlagen in Betracht zu ziehen sind.

4 Treiber, Hemmnisse und Grenzen für den Einsatz von Abwasserteichen

Aufbauend auf den im vorstehenden Kapitel beschriebenen Grundlagen werden in diesem Kapitel die spezifischen Charakteristika von Abwasserteichen (Kap. 4.1) vor allem im Vergleich mit anderen Abwasserreinigungsverfahren (Kap. 4.2) dargestellt und vertiefend auf ausgewählte Kriterien für den Einsatz der Abwasserteichtechnologie unter den sehr unterschiedlicher Randbedingungen in den Einsatzgebieten eingegangen (Kap. 4.3).

4.1 Charakteristische Vor-und Nachteile

Die in Kapitel 3.3 beschriebenen, natürlichen Prozesse in den Teichen sind die Ursache für das am häufigsten genannte (nachteilige) Charakteristikum von Abwasserteichen, dem hohen Flächenbedarf. Dieser resultiert aus den für den natürlichen Reinigungsprozess erforderlichen langen hydraulischen Aufenthaltszeiten und entsprechend großen Teichvolumina.

Daneben weisen Teichsysteme zahlreiche weitere spezifische Vor- und Nachteile auf, die nachfolgend aus zahlreichen Quellen und eigenen Erfahrungen zusammenfassend aufgelistet sind und auf die in den anschließenden Kapiteln auch im Vergleich mit anderen Verfahren noch ausführlicher eingegangen wird:

Vorteile

- Einfache und Kosten sparende Bauweise möglich, geringer maschineller Aufwand.
- Wegen geringem Technisierungsgrad ist beim Bau von Teichsystemen ein hoher lokal zu erbringender Wertschöpfungsanteil („Local Content“) gegeben; die Anlagen sind daher auch bei begrenzten finanziellen Ressourcen durch örtliche Kräfte erstellbar.
- Vergleichsweise geringe Anforderungen an den Betrieb und das Personal.
- Bei unbelüfteten Anlagen besteht nahezu kein Energiebedarf.
- Vergleichsweise geringer Anfall an Reststoffen wie Klärschlamm.
- Natürliche Desinfektionswirkung aufgrund der hohen Aufenthaltszeiten; adressiert damit auch die steigende Relevanz von Wasserwiederverwendung.
- Aufgrund vorgenannter Punkte ist ein Einsatz auch und gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern mit geringen finanziellen Ressourcen und betriebstechnischem Know-how möglich.
- Hohe Prozessstabilität, die durch das große Puffervolumen erreicht wird; damit auch hohe Toleranz gegen hydraulische und frachtmäßige Zulaufschwankungen.
- Eine Regenwassermitbehandlung ist ggf. durch Aufstau möglich. Damit bieten sich Abwasserteiche auch zur Abwasserbehandlung von im Mischverfahren entwässerten, kleinen Ortschaften an (DWA-A 201, 2005).

- Teiche sind auch einsetzbar bei stark verdünntem Abwasser aufgrund von hohen Infiltrationsraten (z. B. in Teilen Vietnams mit hohem Grundwasserstand), das bei anderen Reinigungsverfahren wegen Unterlastbetrieb oftmals zu betriebstechnischen Problemen führt.
- Kombination mit zahlreichen anderen Verfahren und Nutzungen möglich (z. B. Biogasgewinnung, Biomasseerzeugung, Aquakultur).
- Einsatzoptionen bestehen auch im Rahmen des Trends zu dezentralen Konzepten und als „Öko“-Nischenanwendung in industrialisierten Ländern. Allerdings erfüllen einfache Teichanlagen nicht den in Schwellenländern häufiger anzutreffenden Wunsch nach repräsentativen, stärker technisierten (Hightech-)Lösungen.

Nachteile

- Geringere Reinigungsleistung als viele technische Reinigungsverfahren (wenn deren regulärer Betrieb gewährleistet ist), vor allem in Bezug auf Stickstoff- und Phosphorentfernung.
- Höherer spezifischer Flächenbedarf als alle anderen Abwasserreinigungsverfahren.
- Abhängigkeit der Reinigungsleistung von jahreszeitlichen und witterungsbedingten Randbedingungen aufgrund der großen Oberfläche
- Geringe Steuerbarkeit des Prozesses, da begrenzte betriebliche Eingriffsmöglichkeiten bestehen.
- In ariden Regionen kann die große spezifische Oberfläche zu Problemen mit Verdunstung bzw. Aufsalzung führen.
- Klimatisch bedingte, starke Algenentwicklung mit unerwünschter Sekundärverschmutzung durch Algenabtrieb sowie starkes Wachstum von Wasserpflanzen insbesondere in warmen, sonnenreichen Regionen, wenn keine Gegenmaßnahmen vorgesehen wurden.
- Notwendigkeit zur vergleichsweise aufwändigen Entschlammung der Teiche (allerdings mit Intervallen von mehreren Jahren).
- Methanemissionen aus unkontrolliertem anaeroben Abbau bei nicht abgedeckten Teichen.
- Mögliche Geruchs- oder Insektenprobleme bei (meist vermeidbaren) schwierigen betrieblichen Randbedingungen.

4.2 Teiche im Vergleich mit anderen Verfahren

In weltweiten Anwendungsfeldern der Abwasserreinigung stehen Abwasserteiche regelmäßig in Konkurrenz mit anderen Verfahren wie Belebungsanlagen, Tropfkörpern oder Anaerobreaktoren. Anknüpfend an die vorgenannten Vor- und Nachteile von Abwasserteichanlagen soll im Folgenden daher für kommunale Anwendungen ein systematischer Vergleich mit anderen Abwasserreinigungsverfahren, hier stellvertretend mit dem Belebungsverfahren, erbracht werden.

In Tabelle 4.1 und Tabelle 4.2 wurden dazu zahlreiche Kriterien zusammengestellt, unterschieden nach grundlegenden Kriterien (als Vetokriterium oder zwangsweise Voraussetzung) in der ersten Tabelle sowie bewertenden und übergeordneten Kriterien (für den direkten Vergleich) in der zweiten Tabelle. Einige besonders kritische Aspekte sowie Treiber für den Einsatz von Abwasserteichen werden in den nachfolgenden Kapiteln ausführlicher beleuchtet.

Bei den grundlegenden Auswahlkriterien im Vergleich der Abwasserreinigungsverfahren ist an erster Stelle der hohe Flächenbedarf von Abwasserteichen zu nennen, auf den im nachfolgenden Kapitel 4.3 ebenso wie auf die damit zusammenhängenden größeren Verdunstungsverluste näher eingegangen wird.

Tabelle 4.1: Grundlegende Auswahlkriterien für Abwasserteiche im Vergleich zum Belebungsverfahren (Rudolph et al., 2009, modifiziert)

Nr.	Kriterium	Hinweise
1	Flächenbedarf	- Mehrfach höherer Bedarf bei Teichanlagen; aber: bis zu 40 % des Flächenbedarfs von konventionellen Kläranlagen fallen für Infrastruktur an, nicht für die Prozessreaktoren.
2	Ablaufanforderungen im Winterbetrieb	- N-Abbau kommt bei niedrigen Temperaturen praktisch zum Erliegen (unter ca. 5°C); das gilt auch für Belebungsbecken, Teiche sind aufgrund ihrer großen spezifischen Oberfläche jedoch anfälliger bezüglich der Umgebungstemperatur.
3	Speicher-/Pufferkapazität	+ Für Wasserrückverwendung, Regenwasser, Spitzenausgleich etc. relevant.
4	Betriebliche Anforderungen	+ Anforderungen für Teichanlagen sind gering (aber nicht vernachlässigbar!)
5	Investitionskosten	+ Aufwendige Maßnahmen für Teichabdichtungen können bei ungünstigen Bodenverhältnissen zusätzliche Kosten verursachen.
6	Verdunstungsverluste	- Höhere Verluste bei Teichen aufgrund der großen Oberfläche; aber: intensive Belüftung bei Belebungsverfahren verursacht ebenfalls beachtenswerte spezifische Verdunstungsverluste

+ = Vorteil - = Nachteil

Ein spezifisches Vetokriterium im Kontext hoher Ablaufanforderungen können niedrige Wintertemperaturen darstellen: Wo hohe Reinigungsleistungen in Bezug auf Nährstoffe gefordert werden, darf die Wassertemperatur im Teich nicht über längere Zeiträume in Bereiche von 5 – 8 °C absinken. Abwasserteiche werden in kalten Regionen deshalb nur dort eingesetzt, wo Nitrifikation nicht gefordert wird oder ggf. während des Winters nur geringere Abwassermengen anfallen (z. B. Gebiete mit Sommertourismus in Kanada oder Teichanlagen in Russland und Tschechien; siehe auch Hinweise in Kapitel 4.3.3 zum Einsatz in kaltem Klima).

Im Gegensatz zu den vorgenannten Kriterien sind die in Tabelle 4.2 zusammengestellten, weiteren technischen Bewertungskriterien und übergeordnete Aspekte in der Regel als relativ zu bewerten und stellen keine grundsätzlichen Vetokriterien dar. Sie zeigen aber deutlich, dass für einen umfassenden Vergleich auch spezifische nichtmonetäre Aspekte wie Robustheit, Bedienbarkeit und Freiflächenfunktion in Betracht gezogen werden müssen. Dies gilt beispielsweise dann, wenn mit der Kläranlage Retentionsvolumina zum Hochwasserschutz oder zur Abwasserspeicherung für die Überbrückung von Trockenperioden erwünscht sind

oder (und das ist in Entwicklungsländern heute noch von überragender Bedeutung) wenn ein Abwasserbehandlungsverfahren gewählt werden muss, welches auch gänzlich ohne elektrischen Strom auskommt oder zumindest in der Lage ist, Stromausfälle über mehrere Stunden oder Tage zu überstehen, ohne dass die Kläranlagenfunktion nachhaltig gestört wird. Besonderer Bewertungsbedarf besteht aber auch, wenn mit der Abwasserteichanlage gleichzeitig eine Flächenreserve realisiert werden soll, wenn Wert auf eine naturnahe Gestaltung der Abwasserbehandlung gelegt wird (ggf. auch mit Erholungsfunktion als „Gewässerlandschaft“) oder erst recht, wenn Zusatzfunktionen wie Biomassegewinnung in Betracht gezogen werden sollen.

Zu beachten ist auch, dass in den Haupteinsatzgebieten von Abwasserteichen, den ländlich strukturierten Räumen die kleinteiligere Abwasserentsorgung meist auch anderen Rahmenbedingungen unterliegt als in urbanen Gebieten (dies gilt sowohl für Industrieländer als auch Entwicklungs- und Schwellenländer): Neben infrastrukturellen, technischen, ökologischen und ökonomischen Aspekten betrifft dies im Vergleich zu größeren Kommunen und Ballungsgebieten auch geringere fachliche und administrative Ressourcen für die Betreuung von Abwasseranlagen. Siedlungswasserwirtschaftlich ist der ländliche Raum vielfach durch kleine, weit auseinander liegende Ortschaften, geringe Siedlungsdichte, wenig befestigte Flächen mit in der Regel wenig Industrie und Gewerbebesatz, kleinere Kanalnetze und oftmals leistungsschwache Gewässer sowie nicht selten auch saisonalen Abwasseranfall gekennzeichnet (ATV-A 200, 1997). Hier stellen Abwasserteiche als robustes Verfahren mit hohen Retentionsvolumina und mit vergleichsweise geringen betriebstechnischen Anforderungen auch in Industrieländern häufig eine wirtschaftlich sinnvolle Alternative zu konventionellen technischen Kläranlagen oder dem Abwassertransport über lange Strecken dar. Werden die angeschlossenen Flächen im Mischverfahren entwässert, bieten Teichanlagen oftmals auch noch die Möglichkeit, auf zusätzliche Bauwerke zur Mischwasserentlastung und Regenwasserbehandlung zu verzichten (DWA-A, 201).

Tabelle 4.2: Bewertungskriterien und übergeordnete Kriterien für Abwasserteiche im Vergleich zum Belebungsverfahren (Rudolph et al., 2009, modifiziert)

Nr.	Kriterium		Erläuterungen, Hinweise
1	Ablaufwerte, organ. Belastung	(+/-)	Für eine weitergehende Verringerung von CSB, BSB ₅ und SS können zusätzliche Behandlungsstufen erforderlich sein, sowohl für Abwasserteich- als auch Belebungsanlagen.
	Ablaufwerte, Nährstoffe	(+/-)	Effektive Behandlungsverfahren sind sowohl mit Abwasserteich- als auch Belebungsanlagen gegeben; in Teichen aber grundsätzlich nur begrenzte Elimination.
	Ablaufwerte, mikrobiologische Belastung	(+/-)	Belebungsanlagen erfordern tlw. zusätzliche Desinfektion; bei Teichen wird dies tlw. ebenfalls nötig, zumindest im Fall von Ablaufgarantien. In der Gesamtsicht schneiden Teichanlagen etwas besser ab, z. B. bei der Reduktion von Wurmeiern.
	Ablaufwerte, Algen	(-)	Algen müssen ggf. durch spezifische Maßnahmen vom Teichablauf entfernt werden.
	Ablaufwerte, Biozönose	(+)	Nachbehandlung kann erforderlich werden zur Vermeidung eines „biozönotischen Schocks“ bei sehr empfindlichen Gewässern.
2	Flexibilität bzgl. Zuflussbedingungen / Pufferkapazität	(+)	Teichanlagen weisen große Pufferkapazität und Aufenthaltszeiten auf; eine Regenwassermittelbehandlung ist unter bestimmten Rahmenbedingungen möglich.

Nr.	Kriterium		Erläuterungen, Hinweise
3	Technische Steuerbarkeit	(-)	Geringe Steuerbarkeit bei Teichen; Veränderung und Steuerung von Hydraulik und Reinigungsprozess in Teichanlagen bedingen höheren Aufwand als Änderungen an Aggregaten und Reaktoren von Belebungsanlagen.
4	Energieverbrauch	(+)	Unbelüftete Teichanlagen haben nahezu keinen Energieverbrauch, lediglich für Rechen etc.; Biogasgewinnung ist bei Teich- wie bei Belebungsanlagen optional möglich.
	Empfindlichkeit in Bezug auf die Energieversorgung	(+)	Im Falle von Unterbrechungen der Stromversorgung können Teichanlagen ihre Funktion für einige Tage aufrechterhalten, wohingegen Belebungsanlagen sofort ausfallen und evtl. eine aufwändigere Wiederaufnahme des Betriebs erfordern.
5	Feststoffanfall	(+)	Die Schlammproduktion in Teichanlagen ist geringer als in Belebungsanlagen, insbesondere bei hochbelasteten Anlagen. Keine Unterschiede bei der mechanischen Vorbehandlung (die bei beiden Verfahren vorhanden sein sollte).
6	Flexibilität bzgl. Upgrade / Erweiterung	(+/-)	Teichanlagen können stufenweise erweitert und mit konventionellen wie auch Hightech-Behandlungsverfahren aller Art kombiniert werden.
7	CO ₂ -Bilanz	(+)	Emissionen sind ungefähr proportional zur Reduktion der org. Fracht; Belebungsanlagen weisen i.d.R. einen höheren Energieverbrauch auf.
	Klimarelevante Emissionen	[-/+]	Nicht abgedeckte Teiche mit unzureichenden Betriebsbedingungen können CH ₄ und NO _x freisetzen. Bei Anaerobteichen ist mittels Abdeckung eine gezielte Nutzung des Biogases möglich, ansonsten hohe CH ₄ -Emissionen. Bei Lebenszyklusbetrachtungen und unter Berücksichtigung des Energieverbrauchs stellen sich gut betriebene, unbelüftete Teiche nicht schlechter dar, als vergleichbare technische Verfahren ohne gezielte Nährstoffelimination.
8	Geruchsbelastung (und VOC)	(+/-)	Die Geruchsintensität von gut betriebenen Teichen ist geringer als die von Belebungsanlagen. Abdeckung und Gasfassung sind bei Belebungsanlagen einfacher auszuführen.
9	Moskitos, Ungeziefer, Ratten etc.	(-)	Belästigungen können durch geeignete Ausführung und ordnungsgemäßen Betrieb der Teiche begrenzt werden (Vermeidung von Verkrautungen und hydraulischen Toträumen, Entfernung angelandeter Schwimmstoffe etc.).
10	Biomassegewinnung, Aquakultur	[+]	Insbesondere Algen und Wasserpflanzen können für Biogaserzeugung, Nährstoffnutzung, Herstellung von natürlichen Fasern und pharmazeutischen Produkten genutzt werden.
11	Finanzielle Anreize	(-)	Finanzielle Anreize für Consultants und Ausrüster sind bei Belebungsanlagen tlw. höher, was die Entscheidung zu Ungunsten von Teichanlagen beeinflussen kann.
+ = Vorteil () = abhängig von der Prozesstechnologie und den örtlichen Bedingungen [] = Annahme; hier besteht noch Forschungsbedarf - = Nachteil			

Die Bewertung und Relevanz der diversen oben genannten Aspekte für die Wahl eines Abwasserreinigungsverfahrens hängen letztlich immer von den örtlichen Gegebenheiten ab. Das betrifft neben den oben bereits genannten Bedingungen auch den technologischen und wirtschaftlichen Status eines Landes (was später im Kapitel 4.3.4 zur technologischen Ausrüstung weiter ausgeführt wird). Wie aus Tabelle 4.3 anschaulich klar wird, bestehen zwischen Industrie- und Entwicklungsländern deutliche Unterschiede in der Bewertung der einschlägigen Anforderungen, wie Kosten, Flächenbedarf, Bedienbarkeit etc. (zumindest bei

einer stark pauschalierenden Sichtweise, wie sie von Sperling (1996) für die Bewertung angenommen hat). Wenn dem die charakteristischen Eigenschaften von Belebungs- und Abwasserteichanlagen gegenübergestellt werden, ist eine hohe Passgenauigkeit zwischen Industrieland und Belebungsanlage auf der einen sowie Entwicklungsland und Abwasserteichanlage auf der anderen Seite zu erkennen. Abwasserteiche können gerade unter den Bedingungen in vielen (noch) nicht industrialisierten Ländern deutlich ihre Stärken ausspielen, was sich ja auch in den entsprechenden Haupteinsatzgebieten von Abwasserteichen widerspiegelt, wie in den vorstehenden Kapitel beschrieben. Streng genommen beziehen sich die stark pauschalierten Anforderungen in Tabelle 4.3 auf städtische Räume (nicht nur) in den Industrieländern und auf eher ländlich geprägte Räume (nicht nur) in Entwicklungsländern, was sich in dem zweiten Haupteinsatzgebiet von Abwasserteichen, dem ländlichen Raum im Allgemeinen, niederschlägt.

Tabelle 4.3: Vergleich der relativen Relevanz und des Erfüllungsgrades verschiedener Faktoren der Abwasserbehandlung in Industrie- und Entwicklungsländern (Relevanz-Spalten: von Sperling, 1996, modifiziert)

Faktor	Relevanz / Anforderungen		Erfüllungsgrad	
	Industrie-land	Entwicklungs-land	Belebungs-anlage	Abwasser-teichanlage
hohe Reinigungseffizienz	•••• (C)	••••	•••••	•••
hohe Betriebssicherheit	•••• (C)	•••• (C)	•••••	•••••
geringe Schlammmentsorgung	•••	•••• (C)	•••	••••
niedriger Flächenbedarf	•••• (C)	••	••••	•
geringe Baukosten	••	•••• (C)	•	•••••
geringe Betriebskosten	•••	•••• (C)	••	•••••
geringe Umwelteinwirkungen	••••	••	••••	•••
hohe betriebl. Nachhaltigkeit	•••	•••• (C)	••••	•••••
große Einfachheit	•	•••• (C)	•	•••••

••••• = sehr hoch, ..., • = sehr niedrig; (C) = Kritischer Faktor

4.3 Vertiefte Betrachtung ausgewählter Kriterien

4.3.1 Flächenbedarf

Wie bereits mehrfach erwähnt, benötigen Abwasserteiche aufgrund der natürlichen Reinigungsprozesse in den Teichen ein Mehrfaches der Fläche von technischen Kläranlagen, z. B. nach dem Belebungsverfahren. Wie in Tabelle 4.4 zur Einordnung der Verhältnisse bei kleinen Anlagen überschlägig dargestellt, kann man beispielsweise bei einer Ausbaugröße von 1.000 E eine Kläranlage nach dem Belebungsverfahren in kompakter Bauweise einschließlich innerer Erschließung, technischer Gebäude etc. überschlägig auf einer Fläche von weniger als 0,2 ha realisieren; dagegen werden für eine Abwasserteichanlage mit unbelüfteten und Schönungsteichen nach deutscher Auslegung rund 1,5 ha und selbst bei kleineren Reaktionsvolumen in den wärmeren Regionen mit einer Bemessungstemperatur um die 20 °C nach von Sperling (2007) rund 0,6 ha für die Gesamtanlage benötigt. Bei größeren

Anlagen wird die Differenz zu konventionellen Anlagen noch größer, da der Anteil für die Erschließung etc. im Vergleich abnimmt.

Wegen geringer Flächenverfügbarkeit oder hohen Grundstückskosten in urbanem Umfeld finden Abwasserteichanlagen daher verstärkt in ländlichen Gebieten mit größeren und kostengünstigeren Flächenreserven Anwendung. Die vor allem in Industrieländern geprägte Präferenz von Abwasserteichanlagen auf ländliche Räume darf allerdings nicht den Blick verschränken, dass es weltweit zahlreiche Anwendungen von Teichanlagen in städtischen Räumen gibt (siehe Beispiel aus Ho Chi Minh City in Bild 4.1). Hier können die Teiche teilweise auch zusätzlich eine Freiraumfunktion zur Auflockerung oder Schaffung von Abstandsf lächen in bebauten Umgebungen übernehmen. Die naturnähere Gestaltung von Teichanlagen kann zudem zu einer höheren Akzeptanz für Abwasseranlagen bei der angrenzenden Bevölkerung führen (vgl. Beneke und Sauerland, 2007).

Tabelle 4.4: Überschl ägiger Vergleich des Flächenbedarfs für kleine Belebungs- und Abwasserteichanlagen, einschl. Erschließungen, technischen Anlagen etc.

Ausbau- größe	Flächenbedarf Belebungsanlage	Flächenbedarf Abwasser- teichanlage bei ca. 20 °C Bemessungstemp. nach von Sperling (2007)	Flächenbedarf Abwasserteichanlage für deutsches Klima nach DWA-A 201
1.000 E	< 0,2 ha (2 m ² /E)	ca. 0,6 (6 m ² /E)	ca. 1,5 ha (15 m ² /E)
5.000 E	ca. 0,6 ha (1,2 m ² /E)	> 2,0 ha (4 m ² /E)	> 6,0 ha (12 m ² /E)

Einen weiteren Sonderfall stellen Anwendungen dar, bei denen man bewusst Reservefl ächen für spätere Technologieumstellungen oder andere Verwendungszwecke verfügbar machen möchte (sogenanntes „Land-banking“, siehe Kapitel 9.6), indem beispielsweise in einer ersten Ausbauphase ein Abwasserteich angelegt wird und das Gelände später für eine konventionelle Anlage weit größerer Kapazität oder andere Zwecke verwendet werden kann. Solche zukunftsorientierten Konzepte bieten sich vor allem in Entwicklungsländern oder einem Umfeld mit hohem Bevölkerungswachstum an (eventuell auch als Stufenausbaukonzept, wie in Kapitel 6.4 beschrieben).



Bild 4.1: Abwasserteichanlage Bin Hung Hoa in Ho Chi Minh City, Vietnam (30.000 m³/d)

4.3.2 Wasserverluste durch Verdunstung und Versickerung

In Wassermangelgebieten, insbesondere bei aridem Klima mit einer hohen Differenz zwischen der Höhe der Niederschläge und der Höhe der Evaporation aus der freien Wasseroberfläche, spielt die Verdunstung aus Teichen eine gewichtige Rolle, auch für die Bewertung des Einsatzes von Abwasserteichen.

Teichanlagen weisen aufgrund der großen spezifischen Oberfläche höhere Verdunstungsverluste auf als etwa Belebungsanlagen oder Tropfkörper. Der Mengenverlust und die Aufkonzentrierung von Salzen können insbesondere bei einer geplanten Wassernutzung oder der Sicherstellung von Mindestabflüssen einen gewichtigen Nachteil darstellen. Gleiches gilt, wenn sich die Einleitungsbedingungen in den Vorfluter nicht in Konzentrations- und Frachtgrenzwerten erschöpfen, sondern auch die Begrenzung der Verbrauchsverluste beinhalten (beispielsweise wird in einigen Flusseinzugsgebieten Südafrikas verlangt, dass mindestens 90 % der entnommenen Rohwassermenge wieder in das Gewässer zurückgeleitet werden muss).

Zählt man zu den Verdunstungsverlusten noch Sickerverluste durch die Teichsohle hinzu, können selbst in nicht-ariden Gebieten nennenswerte Wassermengen verloren gehen, wie das Beispiel in Box 4.1 zeigt.

Box 4.1: Beispiel zu Wasserverlusten aus Teichen in Neuseeland

Ein Beispiel aus Neuseeland (NZWWA, 2005) zeigt anschaulich den Einfluss der Wasserverluste auf den Einsatz von Teichen: Dort haben Messungen an verschiedenen Teichen während der Sommermonate Sicker- und Verdunstungsverluste in einer Größenordnung von 100 – 150 m³/ha·d gezeigt (entspricht 10 – 15 mm/d). Damit lässt sich für die spezifisch neuseeländischen Verhältnisse folgende Beispielrechnung aufmachen:

Abwasserteichfläche ausgelegt für eine Bemessungsgröße von 5.000 E
 $= 5.000 \text{ E} / 1.200 \text{ E/ha} = 4.2 \text{ ha}.$

Abwasserzulauf aus aktuell angeschlossener Bevölkerung von 4.000 E
(bei 250 l/E·d) = 1.000 m³/d.

Sicker- und Verdunstungsverluste = 4,2 ha x 150 m³/ha/d = 630 m³/d.

Das bedeutet, dass im Sommer über die Hälfte des Zulaufs durch Sicker- und Verdunstungsverluste verloren geht. Würde zusätzlich eine größere dritte Teichstufe mit 20 d Aufenthaltszeit in die Anlage integriert werden, wären weitere rund 2 ha Teichfläche vorhanden. Die Verluste würden sich dann summieren zu:

$6.2 \text{ ha} \times 150 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{d} = 930 \text{ m}^3/\text{d}.$

In diesem Fall würde der größte Teil des Zuflusses verloren gehen und die Anlage würde in sehr trockenen Sommern fast einen „Null-Abfluss“ in Bezug auf den Abwasserzufuss aufweisen, der lediglich durch Niederschlagswasser kompensiert wird.

In Neuseeland beträgt die Evaporation von offenen Wasserflächen in den für Abwasserteichanlagen relevanten Gebieten durchschnittlich 650 – 800 mm/a und liegt allein im Sommermonat Januar bei 100 – 225 mm (Finkelstein, 1973), was im Schnitt 3,3 – 7,5 mm/d bzw. 33 – 75 m³/ha·d entspricht. D. h., dass zwar im vorgenannten Beispiel der

größere Teil der Wasserverluste durch die Sohle aus dem Teich verloren geht, der Verdunstungseffekt bei trocknerem bzw. wärmerem Klima mit höheren Verdunstungsraten jedoch deutlich ins Kalkül zu ziehen ist.

Um den Wasserspiegel in einer Abwasserteichanlage zu erhalten, muss der Zulauf Q_i (m^3/d) mindestens so groß sein wie die Verluste aus Nettoverdunstung und Versickerung:

$$Q_i \geq 0,001 \cdot A (e + s) \quad (4.1)$$

mit: A (m^2) als Gesamtoberfläche aller Teiche, e (mm/d) für die Nettoverluste aus der Differenz von Evaporation und Niederschlag und s (mm/d) für die Versickerungsverluste.

Verdunstungsverluste

Bei Teichen in gemäßigttem Klima machen die Nettoverluste aus Verdunstung und Niederschlag i. d. R. nur wenige Prozent des Zuflusses aus und können vernachlässigt werden (von Sperling, 2007). Selbst im gemäßigten deutschen Klima kann es im Sommer in Gebieten mit geringem Abwasseranfall ($\leq 100 \text{ l(E} \cdot \text{d)}$) und wenig Fremdwasser ($\leq 25 \%$) jedoch zu Tagen ohne Abfluss aus dem Teich kommen (Nowak und Heise, 2007).

Gerade in warmen, ariden oder semi-ariden Regionen können dem Teichablauf beträchtliche Teile des Zulaufwassers durch Verdunstung entzogen werden: Verschiedene Autoren berichten von Verdunstungsverlusten in Höhe von 20 – 25 % (Mara, 1997; Jiménez et al., 2010) oder auch deutlich darüber hinaus. Die Verdunstungsverluste betreffen vor allem Fakultativ- und Schönungsteiche sowie belüftete Teiche, während Anaerobteiche durch die ausgebildete Schwimmdecke, die als Diffusionsbarriere wirkt, weniger stark betroffen sind (Mara, 1997; von Sperling, 2007).

In Regionen mit hohen Verdunstungsverlusten sind diese schon in der Bemessung von Abwasserteichen über die Reduzierung des Abflusses Q_e (m^3/d) zu berücksichtigen, wie im Bemessungskapitel 0 beschrieben:

$$Q_e = Q_i - 0,001 \cdot e \cdot A \quad (4.2)$$

mit e (mm/d) als Nettoverlust aus der Differenz von Evaporation und Niederschlag sowie Q_i (m^3/d) als Zufluss und A (m^2) als Teichoberfläche (Mara, 1987 und 2005). Die Verdunstungsverluste werden für den der Teichbemessung zugrunde liegenden Monat mit der geringsten Monatsmitteltemperatur¹ angesetzt (Mara, 1997). In warmen Regionen mit hohen Verdunstungsraten können noch ergänzende Verdunstungsberechnungen für den heißesten Monat angestellt werden, um aufzuzeigen, dass die Teiche in dieser Jahreszeit nicht trockenfallen. Eine genaue Ermittlung der Verdunstungsverluste für den konkreten Anwendungsfall ist dabei in der Regel relativ aufwendig, da in die einschlägigen Ansätze zur Verdunstungsberechnung zahlreiche Eingangsgrößen einfließen (siehe z. B. Vietinghoff, 2002). Soweit verfügbar, kann hier auf Pauschalwerte für die Verdunstung aus offenen Wasserflächen für die Region zurückgegriffen werden (wie im Beispiel in Box 4.1). Bei bestehenden Anlagen können die Nettoverdunstungsverluste über eine Wasserbilanz (Vergleich von Zu- und Abfluss, wenn Versickerungsverluste bekannt sind) oder über die Aufsalzung im Teich

¹ Bei der Bemessung von Abwasserteichen wird statt der Wassertemperatur in der Regel die Lufttemperatur herangezogen, siehe Hinweise zur Teichbemessung in Kapitel 0.

(Konzentrationsänderung in Zu- und Ablauf) ermittelt werden, sofern entsprechende Messdaten vorliegen.

Abgesehen von den eingangs erwähnten Anforderungen an die Ablaufmenge zwecks Mindestwasserführung oder Wasserwiederverwendung sowie von extremen Fällen, in denen für die geforderte Reinigungsleistung nicht mehr ausreichend Wasservolumen zur Verfügung steht oder es durch Aufkonzentrierungen z. B. in Bezug auf den Salzgehalt zur Überschreitung von Ablaufgrenzwerten kommt, stellen Verdunstungsverluste im Regelfall auch bei warmen Klimata kein Ausschlusskriterium für den Einsatz von Abwasserteichen zur Abwasserreinigung dar. Wie im Kapitel 5.4.4 anhand der grafischen Vergleiche verschiedener Bemessungsansätze gut erkennbar, führt eine erhöhte Temperatur zu deutlichen Steigerungen der spezifischen Reinigungsleistung, die fehlendes Teichvolumen in den verdunstungsstarken, warmen Monaten ausgleichen kann: Beispielsweise führt in einem auf 15 °C Bemessungstemperatur im kältesten Monat ausgelegten Teich eine Temperatur von 25 °C in warmen Monaten mit hohen Verdunstungsverlusten zu einer Verdoppelung der zulässigen Flächenbelastung oder im Umkehrschluss zu einer möglichen Halbierung der erforderlichen Teichfläche, sodass verringerte Wasserspiegellagen aufgrund von Verdunstung entsprechend kompensiert werden können.

Insgesamt ist festzuhalten, dass für den Bereich der Verdunstung aus Teichen (und anderen Abwasseranlagen) noch Bedarf an einer weiteren anwendungsbezogenen und wissenschaftlichen Aufbereitung besteht. Für einen umfassenden Vergleich verschiedener Verfahren unter unterschiedlichen klimatischen Bedingungen (Flächenwerte, Lufttemperatur, Sonnenscheindauer, Globalstrahlung, Luftfeuchtigkeit, Windverhältnisse, Niederschlagshöhen etc.) steht zudem noch die Ermittlung umfassender Datengrundlagen aus. Zu berücksichtigen ist bei solchen Vergleichen auch, dass bei technischen Verfahren zwar eine kleinere spezifische Oberfläche (m^2/E) vorhanden ist als bei Teichanlagen, die spezifische Verdunstung (mm oder l/m^2) aufgrund von höherem Gasaustausch, z. B. bei der Belüftung in Belebungsanlagen und in Tropfkörpern, jedoch etwas höher sein können.

Praktische Anhaltswerte stehen auch zur Frage aus, in welchem Umfang der Bewuchs der Wasseroberfläche mit Wasser- und Schwimmpflanzen (emerse Hydrophyten) einen Einfluss auf die Verdunstung hat. Vietinghoff (2002) führt aus, dass die Evapotranspiration unter anderem von der Art der Wasserpflanze, deren physiologische Besonderheiten, Bestandsdichte und Wuchshöhe, der Windexposition der Blätter und den meteorologischen Bedingungen abhängt. Vietinghoff zitiert dazu unter anderem aus älteren Untersuchungen von Otis (1914), nach denen in der Regel die verringerte Evaporation aus der freien Wasseroberfläche durch die Transpiration und die Interzeptionsverdunstung der emersen Hydrophyten bzw. der amphibischen Pflanzen des Ufersaumes mehr als kompensiert wird. Lediglich bei Schwimmblattpflanzen ist aufgrund der Bedeckung der Wasseroberfläche und deren physiologischer Besonderheiten mit einer verminderten Verdunstung gegenüber der freien Wasserfläche zu rechnen – so verdunstet eine mit Wasserlilien (Seerosen) bedeckte Wasserfläche weniger stark als eine freie, unbedeckte Wasserfläche. Das deckt sich auch mit Hinweisen von Soud (2013) auf Untersuchungen anderer Autoren, nach denen eine Bedeckung mit Wasserlinsen (Lemna) zur Verringerungen der Verdunstungsverluste führt.

Sonderfall Verdunstungsteiche

Die vollständige Verdunstung des zufließenden Wassers kann in Ausnahmefällen auch beabsichtigtes Konzept sein: So weisen Middlebrooks et al. (2005) für sehr warme, regenarme Gebiete, in denen das Wasserdefizit aus Verdunstungshöhe minus Niederschlagshöhe Größenordnungen von über 750 mm/a erreicht, bei ausreichender Flächenverfügbarkeit auf die Möglichkeit der Abwasserentsorgung durch vollständige Verdunstung hin („Complete-Retention Pond“). Sie werden auch für aride Regionen mit Kontinentalklima (kühle Winter, aber warme Sommer) vorgesehen, wenn das Wasser nicht wiederverwendet werden soll (Heaven und Banks, 2005). So sehen beispielsweise das australische Regelwerk („Evaporation Ponds“; EPA Australia, 2004) und amerikanische Empfehlungen („Total Containment Ponds“; U.S. EPA, 2011) Verdunstungsteiche als eigenes Abwasserentsorgungsverfahren vor. Total Containment Ponds machen laut U.S. EPA (2011) immerhin 12 % der über 8.000 Teichanlagen in den USA aus und sollen auch in der früheren UDSSR Verbreitung gefunden haben, insbesondere zur Behandlung von Industrieabwasser (Heaven und Banks, 2005).

Versickerungsverluste

Mara (1997) macht darauf aufmerksam, dass Wasserverluste in Abwasserteichen oftmals auf einer unzureichenden Berücksichtigung der geotechnischen Randbedingungen in Bezug auf die Dichtheit der Teichsohle beruhen. Größere Versickerungsverluste können Verunreinigungen des Grundwassers und Probleme beim Erhalt einer Mindestwasserführung im Teich zur Folge haben.

Unter der Annahme, dass der Versickerungsverlust kleiner als der Zufluss abzüglich der Verdunstungsverluste sein darf, kann die maximal zulässige Durchlässigkeit der Bodenschicht an der Teichsohle durch Umstellung der Darcy-Gleichung wie folgt bestimmt werden (Mara, 1997):

$$k_f \leq [Q_s / (86,4 \cdot A)] \cdot [\Delta l / \Delta h] \quad (4.3)$$

mit: k_f (m/s) = max. Durchlässigkeitsbeiwert,
 Q_s (m³/d) = maximale zulässiger Versickerungsdurchfluss = $Q_i - 0.001 \cdot e \cdot A$,
 A (m²) = Grundfläche des Teichs,
 Δl (m) = Abstand von der betrachteten Bodenschicht unter der Teichsohle bis zum Grundwasser oder einer stärker durchlässigen Schicht,
 Δh (m) = hydraulische Höhe (= Teichtiefe + Δl)

Bei zu geringer Bodendurchlässigkeit muss die Teichsohle abgedichtet werden. Als Richtwerte für die Interpretation von vor Ort gemessenen Durchlässigkeitsbeiwerten gibt Mara (1997) folgende Empfehlungen:

$k_f > 10^{-6}$ m/s: Der Boden ist zu durchlässig, die Teichsohle muss zusätzlich abgedichtet werden.
 $k_f > 10^{-7}$ m/s: Es tritt Versickerung auf, die jedoch eine Teichbefüllung nicht verhindert.
 $k_f < 10^{-8}$ m/s: Der Teich weist eine ausreichende natürliche Dichtheit auf.
 $k_f < 10^{-9}$ m/s: Wenn das Grundwasser unter dem Teich zur Trinkwassergewinnung verwendet wird, sind weitere hydrogeologische Untersuchungen angeraten.

Dies deckt sich mit den Anforderungen gemäß DWA-A 201 (2005) und DIN EN 12255-5 (1999), nach denen bei Durchlässigkeitswerten $k_f < 10^{-8}$ m/s, bezogen auf 0,3 m Boden, auf

zusätzliche Dichtungsmaßnahmen verzichtet werden kann und bei Teichen mit Aufenthaltszeiten bis 10 d bzw. solchen zur weitergehenden Reinigung (z. B. Schönungsteichen) ein k_f -Wert $< 10^{-7}$ m/s als ausreichend erachtet wird. Bei zu hohen Durchlässigkeitswerten kann die geforderte Wasserdichtheit durch Bodenverdichtung, Kunststofffolien (Dicke ≥ 3 mm), Ton (die Angaben zur erforderlichen Schichtdicke schwanken in der Literatur von 5 – 40 cm), Beton- und Asphaltdichtungen sowie der Einbau von Bentonitmatten erzielt werden; siehe zu genaueren Darlegungen und Qualitätsanforderungen z. B. DIN EN 12255-5 (1999) und DWA-A 201 (2005).

Die Minimierung von Versickerungsverlusten setzt eine ordnungsgemäße Erhebung der geotechnischen Kenndaten sowie bedarfsweise die fachgerechte Ausführung einer Sohlabdichtung voraus. Ist dies gewährleistet, stellen Versickerungsverluste bei Abwasserteichen keine Einschränkung gegenüber anderen Abwasserbehandlungsverfahren dar, bei denen im Übrigen ebenfalls Versickerungsverluste aufgrund mangelhafter Beckenabdichtungen zu beobachten sind.

4.3.3 Einsatz in kaltem Klima und Winterbetrieb

Aufgrund ihrer großen Oberflächen und langen Aufenthaltszeiten sind Abwasserteichanlagen stärker von klimatischen Bedingungen abhängig als kompaktere, technische Anlagen. Im Winter geht durch Absenkung der biologischen Aktivität infolge niedriger Temperaturen und geringem O_2 -Eintrag bei Eis- und Schneebedeckung die Reinigungsleistung zurück. Eine Vergrößerung der spezifischen Teichfläche würde in diesem Fall keine wesentliche Verbesserung bewirken (DWA-A 201, 2005) bzw. müsste sehr umfänglich ausfallen, um wirklich signifikante Verbesserungen zu erzielen (vgl. Darstellung der Temperaturabhängigkeit im Bemessungskapitel 0).

Die geringere Abbauleistung im Winter kann zu vermehrten Überschreitungen der Ablaufgrenzwerte führen. Rameseder (2011) beschreibt beispielsweise für exemplarische Untersuchungen in Bayern deutliche Überschreitungen des vorgegebenen BSB_5 -Wertes von 25 mg/l beim Winterbetrieb. Barjenbruch und Erler (2004) berichten von Untersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern, bei denen umgekehrt die Unterschreitungshäufigkeiten im Sommer 2,5 Mal höher waren als im Winter. Bei längerer Eisdecke auf den Teichen kam es zur deutlichen Reduzierung des Sauerstoffgehaltes und die CSB-Eliminationsleistung ging um etwa 10 % zurück. Wenn keine Schneedecke auf dem Eis liegt, kann zumindest eine leichte Algenaktivität angenommen werden, die einen Beitrag zur Sauerstoffversorgung leistet. Felberova (2007) weist aber darauf hin, dass längere Frostperioden mit geschlossenen Eisdecken vereinzelt sogar zu anaeroben Verhältnissen in Teichen führen können. Im Gegensatz dazu berichten Barjenbruch und Erler (2004) zu technisch belüfteten Teichanlagen, dass beobachtete Abbauleistungen der organischen Belastungen übers Jahr nahezu gleichbleibend waren, weil die Belüfter sicherstellten, dass der Sauerstoffgehalt im Winter nicht zum limitierenden Faktor wurde. Zu Problemen kann es bei belüfteten Teichen im Winterbetrieb aber kommen, wenn Oberflächenbelüfter durch Eis- und Schnee teilweise blockiert werden.

Barjenbruch und Erler (2004) weisen auch auf Quellen hin, bei denen in unbelüfteten Abwasserteichen keine negativen Unterschiede zwischen Winter und Sommerbetrieb feststellbar waren. Die U.S. EPA (2011) geht ebenfalls davon aus, dass bei ordnungsgemäß ausgelegten und betriebenen Abwasserteichen auch im Winter akzeptable Ablaufwerte generiert werden. Vor allem bei nicht filtrierten Proben kann es im Winter aufgrund des geringeren

Algenanteils und der damit verbundenen Verringerung der Sekundärverschmutzung sogar zu Verbesserungen der Werte für die organische Belastung kommen. Auch Untersuchungen und Daten zum Winterbetrieb von acht Abwasserteichanlagen in Tschechien von Felberova (2007) sowie Baudisova und Mlejnska (2007) haben gezeigt, dass die Reinigungsleistung im Winter nicht durchgängig schlechter ist als im Sommer, sondern stark anlagen- und parameterspezifisch ist:

- Der Abbau der organischen Fracht in den untersuchten Teichen war im Winter im Schnitt nicht schlechter als während der Sommermonate. Dies wurde vor allem auf die geringere hydraulische Zulaufbelastung der angeschlossenen Mischsysteme zurückgeführt, wenn Niederschläge in Form von Schnee zunächst nicht zum Abfluss kommen. Dies führt zwar zu höheren Konzentrationen im Zulauf, aber auch längeren hydraulischen Aufenthaltszeiten in den Teichen. Teilweise wurde sogar vermeintlich besserer CSB-Abbau festgestellt, was jedoch auf anlagenspezifische Effekte wie Algenblüte während der Sommermonate zurückzuführen ist.
- Starke Einbrüche waren erwartungsgemäß bei der Stickstoff-Elimination zu verzeichnen, da die Umsatzraten der Nitrifikanten bei geringen Temperaturen stark reduziert werden, mit der Folge steigender Ammonium- und Gesamtstickstoffwerte.
- Die Phosphor-Elimination war im Sommer nur geringfügig besser als im Winter. Die bessere Reduzierung im Sommer wurde nicht zuletzt auf höhere pH-Werte aufgrund der höheren Photosynthese-Aktivität der Algen zurückgeführt.
- Untersuchungen zu Indikatorbakterien zeigten eine bessere Eliminationswirkung während der Sommermonate¹ (allerdings wiesen die Werte große Schwankungsbreiten auf).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass im Winter die Sauerstoffversorgung in unbelüfteten Teichen schwieriger wird, insbesondere bei lange bestehenden Eisdecken, und die Abbauraten sinken, aber anders als bei den deutlich schlechteren Stickstoffabbauraten für die organische Belastung eher ein uneinheitliches Bild besteht. Eine durchgängige Verschlechterung der Ablaufwerte kann nicht attestiert werden und hängt von der Anlage und der Art der Probenvorbehandlung ab (homogenisiert vs. filtriert). In ausreichend groß ausgelegten Teichen mit einer Bemessung auf den Mittelwert des kältesten Monats (siehe internationale Bemessungsansätze in Kapitel 0) ist ein Einsatz von Abwasserteichen deshalb in der Regel auch im Winterbetrieb mit akzeptablen Ablaufwerten möglich, auch vor dem Hintergrund, dass technische Verfahren im Winter ebenfalls schlechtere Ablaufwerte produzieren. Bei Anlagen, für die durchgängig hohe Abbauraten oder gar explizit eine Nitrifikation gefordert werden, können bei niedrigen Temperaturen die Ablaufwerte in Winter ggf. nicht gewährleistet werden. In diesem Fall wäre ein Einsatz in kühleren Regionen nur dann möglich, wenn während des Winters parallel zur verringerten Reinigungsleistung auch deutlich geringere Abwassermengen anfallen, z. B. in Gebieten mit Sommertourismus.

Einsatz in kaltem Klima

Besondere Herausforderungen bestehen in Regionen mit lang anhaltendem Frost wie in den nördlich gelegenen kaltgemäßigten Klimazonen: In solchen Regionen kommen während der

¹ Möglicherweise aufgrund der höheren Sonneneinstrahlung im Sommer, die einen Einfluss auf die natürliche Desinfektionswirkung im Teich hat, wie in Kapitel 8.3.3 erläutert wird.

Wintermonate die Reinigungsprozesse fast vollständig zum Erliegen, insbesondere bei starker und lang anhaltender Vereisung der Teiche. Daher verbieten beispielsweise viele Bundesstaaten in den nördlichen USA oder Kanada Einleitungen aus Fakultativteichen während des Winters (U.S. EPA, 2002).

Bei lang anhaltendem kalten Klima werden Abwasserteichanlagen daher häufig für intermittierenden Abfluss konzipiert („Controlled Discharge“). In den Teichen wird das zulaufende Wasser über längere Zeiträume gesammelt, um der verringerten Abbauleistung, der geringen Leistungsfähigkeit der Vorfluter und der Abflussverhinderung durch Eisschichten während der Winterphase Rechnung zu tragen (Heaven et al., 2003). Dabei sind Aufenthaltszeiten bis zu 200 d für Fakultativteiche und zusätzlich 6 – 12 Monate für die nachgeschalteten Schönungs- und Speicherteiche laut U.S. EPA (2011) durchaus üblich (d. h., dass Flächenbedarfe von mehreren Dutzend Quadratmetern pro Einwohnerwert resultieren können). Die einzelnen Teiche einer Gesamtanlage können oftmals separat gesteuert und sequenziell geleert werden. Als besonderes robuste Standardanordnung hat sich eine Konfiguration aus vier Anaerobteichen, einem Fakultativteich und einem Schönungs- bzw. Speicherteich erwiesen (Heaven et. al., 2003).

Trotz des sehr hohen Flächenbedarfs bieten Abwasserteiche aufgrund ihres zuverlässigen und einfach zu handhabbaren Betriebs auch in nordischem Klima eine sinnvolle Abwasserbehandlungsoption für kleine, ländliche Kommunen (U.S. EPA, 2002), zumal der Betrieb anderer Abwasserbehandlungsverfahren unter den klimatischen Bedingungen ebenfalls sehr schwierig ist. So erklärt es sich, dass in Alaska und Kanada über 1.000 Abwasserteichanlagen für kommunales und gewerbliches Abwasser im Einsatz sind, die rund 50 % der Gesamtkapazität abdecken (allein im kanadischen Bundesstaat Alberta waren 1990 rund 80 % der kommunalen Kläranlagen Abwasserteichanlagen) (Heavens und Banks, 2005).

Ergänzende Erläuterungen zur Auslegung von Abwasserteichen in sehr kaltem Klima finden sich im Kapitel 5.4.5 zu internationalen Bemessungsansätzen. Dort wird auch das Betriebsregime für den intermittierenden Betrieb erläutert.

4.3.4 Akzeptanz im Umfeld technologischer Entwicklung

Steigende Anforderungen an die Ablaufqualität in vielen Ländern, wie die Forderung nach weitergehender Nährstoffelimination, können zum Ausschluss von Abwasserteichanlagen als Behandlungsverfahren führen (wie es in Deutschland und anderen europäischen Ländern zumindest für größere Anlagen teilweise der Fall war). Zusätzlich stoßen naturnahe Abwasserreinigungsverfahren wie Abwasserteiche durch den Drang nach stärker technisierten Lösungen nicht nur in Industrieländern, sondern gerade auch in Schwellenländern, mit zunehmender technologischer Entwicklung an Akzeptanzgrenzen. Abwasserteiche haben insbesondere in vielen entwickelten Ländern den Ruf eines Niedrigtechnologieverfahrens (was ja auch durchaus korrekt ist), das in einem hoch entwickelten Umfeld für Planer, Ausrüster und Betreiber wenig attraktiv erscheint und damit zunehmend auf die Nische der ländlichen, abgelegenen Abwasserinfrastruktur eingegrenzt wird.

In Bild 4.2 ist dieses Phänomen anschaulich dargestellt worden: Nachdem Abwasserteiche bei niedrigem Entwicklungsstand eines Landes als Initiallösung zunächst in großer Zahl die Abwasserreinigung grundlegend sicherstellen, werden mit zunehmendem (technologischen)

Entwicklungsstand „ambitioniertere“ technische Verfahrensansätze interessant und einfache Verfahren verlieren zunehmend an Bedeutung. Insofern könnte man Abwasserteiche in vielen Fällen als technologische Initial- und Zwischenlösung bezeichnen – was theoretisch für den frühzeitigen Einsatz weitsichtiger Ansätze wie Stufenausbaukonzepten und Landbanking sprechen würde, die in der Praxis jedoch nur selten planerisch realisiert werden.

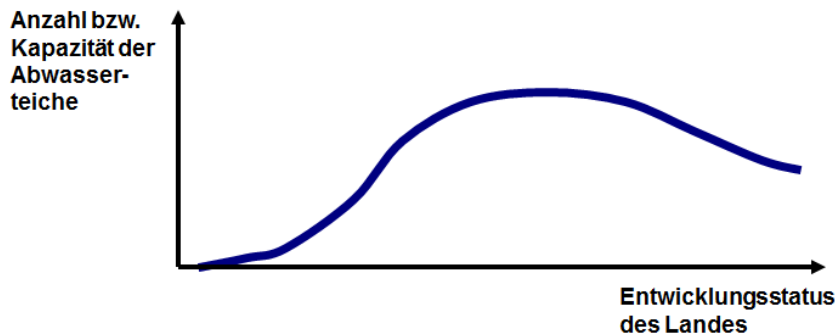


Bild 4.2: Entwicklung des Einsatzes von Teichanlagen in Bezug auf die (technologische) Gesamtentwicklung in einem Land (Fuhrmann und Rudolph, 2006)

Aus dem absteigenden Ast ein baldiges Ende der Abwasserteichtechnologie zu prognostizieren, wäre zu kurz gegriffen, wie in dieser Arbeit gezeigt wird. Aber die Teichtechnologie muss sich neuen Herausforderungen stellen, um auch zukünftig ihre Existenzberechtigung unter Beweis stellen zu können. Zum einen werden weiter angepasste Verfahren benötigt, die den Bedarf an einfachen Abwasserreinigungslösungen in den Entwicklungsländern decken können, wie in Kapitel 2.1 erläutert wurde. Zum anderen entstehen neue Einsatzfelder im Bereich der Wasserwiederverwendung und der Abdeckung zusätzlicher Nutzenfunktionen. Durch die Kombination der vergleichsweise einfachen („Lowtech“-)Basistechnologie Abwasserteich mit fallspezifisch angepassten, anspruchsvollen technologischen Ansätzen (z. B. Desinfektion, Fernwirktechnik) oder dem intelligenten Einsatz zusätzlicher Nutzenfunktionen (z. B. Biomasse- und Biogasgewinnung) können im Einzelfall funktionale und wirtschaftliche Vorteile gegenüber stark aufgerüsteten, konventionellen Konkurrenzlösungen dargestellt werden. Dieser Ansatz wird von Rudolph (2006a) auch unter dem Schlagwort „Leantech“ zusammengefasst und kann einen interessanten Exportansatz auch für deutsche Anbieter im Bereich der Abwasserteichtechnologien darstellen (siehe Kapitel 12).

4.3.5 Globaler Trend zur Wasserwiederverwendung

Zunehmende Wasserknappheit u. a. aufgrund von Bevölkerungswachstum und Auswirkungen des Klimawandels sowie ressourcenorientierte Verschärfungen in der Umweltgesetzgebung vieler Staaten haben die Wasserwiederverwendung aus Abwasser in den letzten 20 Jahren weltweit stark stimuliert. Aufbereitetes Abwasser kommt dabei in großem Umfang vor allem für Bewässerungszwecke in der Landwirtschaft aber auch für urbane und industrielle Zwecke zum Einsatz (siehe Erläuterungen in Box 4.2).

Aus den unterschiedlichen Arten der Wassernutzung ergeben sich die jeweiligen Mindestanforderungen an die Wasserqualität. Beim Einsatz in der Landwirtschaft oder für urbane Nut-

zungen wie auch als Brauch- oder Bewässerungswasser haben hygienisch-mikrobiologische Parameter zum Schutz der menschlichen Gesundheit einen besonders hohen Stellenwert. Die ansonsten bei der Abwasserreinigung im Vordergrund stehende Nährstoffelimination spielt dagegen eine etwas geringere Rolle, da Teile der Nährstofffracht bei der Bewässerung zur Düngung genutzt werden können. So berichtet Jiménez (2012) von Untersuchungen aus Nicaragua, wo auf den mit Teichabläufen bewässerten Flächen 100 % des P-Bedarfs und 15 – 85 % des N-Bedarf durch die im Ablaufwasser enthaltenden Nährstoffe gedeckt werden konnten. Allerdings sind auch hier Limitierungen zu berücksichtigen, um Boden und Grundwasser nicht nachhaltig durch Überdüngung oder Versalzung zu schädigen. In Anhang 2 sind exemplarisch einige Qualitätsanforderungen an Bewässerungswasser in Deutschland und anderen Ländern dargestellt.

Box 4.2: Wasserwiederverwendung aus Abwasser

Vor dem Hintergrund einer global zu beobachtenden, zunehmenden Knappheit von Wasser in ausreichender Qualität, stellt die Wiederverwendung von Wasser, z. B. aus aufbereitetem Abwasser, bereits heute eine unentbehrliche Notwendigkeit dar. Klimawandel, steigende Bevölkerungszahlen, aber auch die Ausweitung von Anbauflächen für Energiepflanzen (z. B. für Biokraftstoffe, die bei massenhaftem Anbau zunehmend in Konflikt mit wasserwirtschaftlichen Zielen stehen) lassen eine zukünftige Verschärfung der Wasserknappheit erwarten. Damit wird auch die Nutzung von Abwasser zwangsläufig zu einem Element von nachhaltigem Wasserressourcenmanagement, indem es natürliche Wasserressourcen schont und den Bedarf an energieaufwendigerer Wassergewinnung z. B. durch Meerwasserentsalzung und auch von Transporten über weite Strecken aus wasserreicheren Regionen verringert. (Cornel und Meda, 2010; DWA, 2008)

Das Einsatzspektrum für die Nutzung von aufbereitetem Abwasser ist im internationalen Maßstab sehr groß: Das mit Abstand größte Einsatzfeld stellt die Bewässerung in der Landwirtschaft dar; daneben lassen sich Brauchwassernutzungen im Industriesektor sowie diverse Anwendungen im urbanen Bereich finden, letztere von der Grünflächenbewässerung über die Straßenreinigung bis hin zur Nutzung als Brauchwasser im häuslichen Umfeld. (Asano, 2007; Jiménez und Asano, 2008)

Die Verwendung von Abwasser erfordert eine umfangreiche Infrastruktur, von der Behandlung des Abwassers über die Speicherung bis zu Transport und Verteilung. Besondere Bedeutung kommt der Abwasserbehandlung zu, da für die Verwendung von Abwasser für Zwecke der Wasserwiederverwendung eine adäquate Reinigung des Wassers unablässig ist. Für eine Nutzung als Bewässerungswasser betrifft dies beispielsweise Qualitätsanforderungen in Bezug auf hygienische Parameter (Gesundheitsschutz), biologisch abbaubare Stoffe (Vermeidung von Geruchsbelästigungen), anorganische Stoffe (Schutz vor Versalzung der Böden), Nährstoffe (Schutz vor Überdüngung) und partikuläre Bestandteile (Schutz vor Verstopfung bei Tröpfchenbewässerung). Aus ökonomischen und ökologischen Gründen ist jedoch eine Aufbereitung nur in dem Maße vorzunehmen, dass die für den jeweiligen Anwendungsfall gesetzten Mindestanforderungen erfüllt werden (beispielsweise ist für landwirtschaftliche Nutzungen nicht unbedingt Trinkwasserqualität erforderlich).

Zu Anforderungen an die Wasserqualität und Beispielen für Aufbereitungsmaßnahmen für die verschiedenen Anwendungen – auch mittels Abwasserteichen – kann auf einschlägige internationale Literatur verwiesen werden (z. B. U.S. EPA, 2004; WHO, 2006; Bixio und Wintgens, 2006; Asano, 2007; Jiménez und Asano, 2008), siehe auch Hinweise in Anhang 2.

In Deutschland war die Wasserwiederverwendung bis vor wenigen Jahren ein wenig beachtetes Thema; erst in jüngster Zeit wurden vor dem Hintergrund einer zunehmenden internationalen Ausrichtung des deutschen Wassersektors fachliche Aktivitäten sichtbar, wie z. B. auch in Form des DWA-Themenbands zu Verfahren der Wasserwiederverwendung (Cornel et al., 2007; DWA, 2008).

Abwasserteiche weisen im Vergleich zu anderen Abwasserreinigungsanlagen ein besonders hohes Maß an natürlicher Desinfektionswirkung gegen Krankheitserreger wie Bakterien, Viren, Protozoen und Wurmeiern auf (ausführliche Informationen siehe Kapitel 8 zur Abwasserdesinfektion). Für die Nutzung von Abwasser für Bewässerungszwecke erfüllen Abwasserteichanlagen in Kombination mit Maßnahmen zum sicheren Handling des Abwassers sowie der gewonnen Produkte in der Regel sogar ohne weitere Behandlungsschritte die Anforderungen der WHO (2006) zur beschränkten Verwendung in der Landwirtschaft (verschiedene Kombinationsmöglichkeiten sind anschaulich in Bild 8.1 auf S. 104 dargestellt). Bei hydraulisch optimierten, mehrstufigen Teichanlagen mit einem oder mehreren Schönungsteichen oder bei Kombination mit einer Nachbehandlungsstufe ist unter mikrobiologischen Gesichtspunkten auch eine unbeschränkte Verwendung möglich.

Die geringere Nährstoffelimination in Abwasserteichen kann durch Nutzung der Düngewirkung zumindest teilweise positiv ausgenutzt werden. Bei einer Verwertung der Stickstoff- und Phosphor-Fracht im Abwasser ist jedoch einschränkend zu beachten, dass die Bewässerung nicht zur Überdüngung führt. Cornel und Meda (2008) haben gezeigt, dass bei unbehandeltem Abwasser die enthaltene Nährstofffracht die Wasserverwendung unter europäischen Bedingungen auf einen Bruchteil des eigentlichen Wasserverbrauchs limitieren kann. Bei einer geringen Nährstoffelimination von in der Regel maximal 60 % (siehe Tabelle 3.3) in nicht extra auf Stickstoffelimination ausgelegten Abwasserteichanlagen könnte eine unverdünnte Verwendung des Ablaufwassers daher zu einer Überdüngung der bewässerten Flächen führen, sodass eine entsprechende Verdünnung oder Limitierung zu beachten ist.

Da der räumliche Einsatzschwerpunkt von Abwasserteichanlagen, der ländliche Raum, mit den Verbrauchsstellen für landwirtschaftliche Bewässerung zusammenfällt, ist teilweise eine direkte, ortsnahe Nutzung des Ablaufwassers für die landwirtschaftliche Bewässerung möglich (was heute in manchen Entwicklungsländern ja teilweise ohne Abwasserreinigung praktiziert wird). Zusätzlich kann das große Teichvolumen zumindest zu einem kleinen Teil auch als Speichervolumen zum Ausgleich von Zulauf- und Abnahmeschwankungen genutzt werden (rund 10 – 20 %, wenn die Teiche nicht bewusst größer dimensioniert worden sind), oder man kombiniert die Abwasserreinigung direkt mit Speicherbecken, was vor allem in ariden Regionen eine interessante Lösung darstellen kann, wie in Kapitel 6.5 beschrieben.

Die genannten Vorteile führen dazu, dass sich Abwasserteiche tatsächlich bei zahlreichen Bewässerungsanwendungen mit Wasserwiederverwendung, z. B. in Lateinamerika, im Mit-

telmeerraum und auch den Südstaaten der USA, finden lassen (Bixio und Wintgens, 2006; Jiménez und Asano, 2008).

Eine besondere Herausforderung bei der Wasserwiederverwendung stellen Entwicklungs- und Schwellenländer dar: in vielen dieser Länder erfolgt auch heutzutage noch eine weitgehend unkontrollierte Nutzung von unbehandeltem Abwasser. Schätzungen besagen, dass weltweit in 50 Ländern rund 7 % der bewässerten Landfläche mit unbehandeltem oder nur teilweise behandeltem Abwasser bewässert werden (WHO 2006) und das 6 – 8 Mal mehr Fläche mit un- oder teilbehandeltem bewässert wird als mit vollständig behandeltem Abwasser (Jiménez und Asano, 2008). Eines der bekanntesten Beispiele ist das Tula Valley in Mexiko, wo mehr als 76.000 ha Fläche mit ca. 4,5 Mil. m³/d unbehandeltem Abwasser bewässert werden (Jiménez und Asano, 2008). Dies erfolgt unter Inkaufnahme von Gesundheitsschäden von Menschen und Tieren (im Tulay Valley z. B. eine 16-fach höhere Sterblichkeit von Kindern aufgrund von Helminthen) sowie teilweise irreversiblen Schädigungen von bewässerten Ackerböden (Cornel und Meda, 2010). In diesen Ländern lassen sich, wie im vorstehenden Abschnitt beschrieben, technisch aufwendige Verfahren zur Abwasseraufbereitung und sonstige Maßnahmen zur Reduktion von Krankheitskeimen häufig nicht dauerhaft durchsetzen. Abwasserteichanlagen können in diesen Fällen immerhin ein Mindestmaß an Abwasserdesinfektion, vor allem in Bezug auf die problematischen Wurmeier, gewährleisten (siehe Kapitel 5.5.4). Dies gilt insbesondere für Teiche, die mit Blick auf gute Eliminationsraten mit langen Verweilzeiten und hydraulisch optimiert ausgelegt werden. Bei steigendem Entwicklungsstand des Landes bzw. höheren Anforderungen an die Ablaufqualität ist ein auch Ausbau durch eine nachgeschaltete Desinfektionsanlage möglich (wie in Kapitel 8.4 beschrieben wird).

4.3.6 Globale Einsatzfelder für semi- und dezentrale Strukturen

Parallel zur zunehmenden Zentralisierung der Abwasserbehandlung in Deutschland, bei der kleinere Kläranlagenstandorte durch Zusammenlegung aufgegeben werden, gibt es im internationalen Maßstab beispielsweise beim Ausbau der Abwasserinfrastruktur in Schwellenländern teilweise einen konträren Trend zu semi- und dezentralen Konzepten, also der eigenständigen Abwasserentsorgung für einzelne Bebauungseinheiten bis hin zu kleinen Siedlungen. Dies gilt insbesondere in ländlich strukturierten Gebieten mit eher kleinen und dezentralen Abwassernetzen, bei denen die abwassertechnische Erschließung über den kostspieligen Anschluss an zentrale Systeme ökonomisch unsinnig wäre und die spezifischen Kosten pro Einwohner unverhältnismäßig in die Höhe treiben würde. Semizentrale Konzepte können aber auch bei schnell wachsenden Städten oder Siedlungen sinnvoll sein (Bieker, 2009), bei denen der Anschluss an die bestehende zentrale Abwasserinfrastruktur zu überproportionalen Kosten führen kann (Stichwort: Grenzkosten), z. B. aufgrund einer nötig werdenden Vergrößerung vorhandener Anlagen. Nicht zu vergessen sind auch die im vorstehenden Kapitel benannten Anlagen zur Wasserwiederverwendung, denen häufig auch semizentrale Konzepte zugrunde liegen.

Gerade für dezentrale Einsatzbereiche im ländlichen Raum bieten Abwasserteichanlagen aufgrund ihres autarken und vergleichsweise einfachen Betriebs kostengünstige Lösungen. Dies gilt aber nicht nur für Entwicklungs- und Schwellenländer: auch in den entwickelten Ländern stellen Abwasserteichanlagen weiterhin eine wichtige Komponente bei dezentralen Ab-

wasserkonzepten dar, siehe beispielsweise vielen Tausend Abwasserteichanlagen in Europa oder den USA.

Von untergeordneter Bedeutung sind in diesem Zusammenhang diverse „Öko“-Nischenanwendungen mit alternativen Abwasserbehandlungskonzepten zu sehen, bei denen Abwasserteiche teilweise auch mit anderen naturnahen – und in diesem Marktsegment intensiver vermarkteten – Verfahren wie Pflanzenkläranlagen kombiniert werden.

4.4 Fazit

Abwasserteichanlagen weisen typischer Weise einen vergleichsweise niedrigen Technisierungsgrad, hohe betriebliche Robustheit und niedrige Investitions- und Betriebskosten auf. Teiche haben in Konkurrenz zu anderen Abwasserreinigungsverfahren jedoch auch einige systemimmanente Nachteile, vor allem den hohen spezifischen Flächenbedarf mit der Folge hoher Verdunstungsverluste bei heißem Klima oder auch den insbesondere bei niedrigen Temperaturen geringen Nährstoffabbau, die Einsatzgrenzen für Abwasserteiche in bestimmten Anwendungsfällen darstellen können. Andererseits können Abwasserteiche neben niedrigen Investitions- und Betriebskosten vor allem im Bereich der nicht quantifizierbaren Aspekte (wie betriebliche Robustheit, einfache Bedienbarkeit, Freiflächenfunktion, Unabhängigkeit von der Energieversorgung etc.) deutliche Vorteile gegenüber anderen Lösungen verbuchen, insbesondere im ländlichen Raum oder in Regionen mit unzuverlässigen betrieblichen Randbedingungen, wie sie in Entwicklungs- und Schwellenländern anzutreffen sind. Solche Aspekte müssten bei einem umfassenden Vergleich der Technologien eigentlich mit in Betracht gezogen werden, was in der Praxis jedoch teilweise nicht vollständig erfolgt.

Aufgrund des Dranges nach möglichst hochtechnologischen Lösungen nicht nur in Industrieländern sondern gerade auch in Schwellenländern haben Abwasserteiche teilweise Akzeptanzprobleme gegenüber stärker technisierten Verfahren wie Belebungsanlagen. Die Abwasserteichtechnologie ist jedoch weit davon entfernt, ausgemustert zu werden – sie muss sich aber neuen Herausforderungen stellen, um sich auch zukünftig in ihren spezifischen Einsatzbereichen zu bewähren. Dies betrifft zum einen die technologische Optimierung von Teichverfahren (z. B. durch verbesserte Hydraulik oder Kombination mit anderen Behandlungsverfahren), um den stetigen Bedarf an einfachen Abwasserreinigungstechnologien in Entwicklungs- und Schwellenländern decken zu können. Zum anderen entstehen neue Einsatzfelder vor allem im Bereich der Wasserwiederverwendung, getragen von der natürlichen Abwasserdesinfektion in Teichen, sowie bei der Erschließung zusätzlicher Nutzenfunktionen wie Biogas- und Biomassegewinnung, getrieben von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und den erwarteten Anwendungen im Bereich der alternativen Energiegewinnung.

Unter den einschlägigen Abwasserreinigungsverfahren werden Abwasserteiche im Rahmen ihrer spezifischen Einsatzgrenzen somit dauerhaft Bestand haben; wenn auch als Nischenlösung, deren Nische allerdings auf lange Zeit durch einen großen Umfang und steten Wandel gekennzeichnet bleibt.

5 Abwasserteichbemessung und -gestaltung im internationalen Kontext

Aus ingenieurtechnischer Sicht stellt die korrekte Konzipierung und Auslegung einer Abwasserreinigungsanlage die zentrale Kernaufgabe bei deren Errichtung oder Umbau dar. Nach der Erläuterung grundsätzlicher Vorüberlegungen (Kap. 5.1) und der Aufarbeitung der für Teiche relevanten hydraulischen Modelle (Kap. 5.2) werden die Bemessungsansätze in Deutschland kurz skizziert (Kap. 5.3) um darauf aufbauend zu analysieren, welche internationalen Bemessungsansätze – im Gegensatz zu den stark vereinfachten Ansätzen in Deutschland – für organische Belastungen (Kap. 0) und mikrobiologische Parameter (Kap. 5.5) bestehen. Es folgt eine kurze Bewertung aktueller Simulationsmodelle (Kap. 5.6). Ein weiterer Schwerpunkt neben der Dimensionierung liegt dann auf der Darstellung und Diskussion wesentlicher Aspekte der Gestaltung von Abwasserteichanlagen (Kap. 5.7).

5.1 Grundsätzliches

Für jeden Teichtyp (Anaerobteich, Fakultativteich, Schönungsteich etc.) einer Gesamtanlage sind eigene Bemessungs- und Gestaltungsansätze zu berücksichtigen.

Die Wahl der jeweils passenden Bemessungsansätze hängt dabei stark von den klimatischen Bedingungen ab, unter denen die Teiche betrieben werden: Stärker als bei kompakten, technische Abwasserreinigungsverfahren spielen bei Teichen neben der Luft- und Wassertemperatur auch weitere äußere Randbedingungen wie Sonneneinstrahlung, Wind(richtung) und bauliche Gestaltung eine wichtige Rolle für die Reinigungsleistung und sind bei der Bemessung und Konstruktion zu berücksichtigen.

Als Einstieg in die eigentliche Bemessung sind zunächst einige planerische Rahmenbedingungen zu klären, die im internationalen Kontext deutlich von den in Deutschland üblichen Voraussetzungen abweichen können (Rudolph und Fuhrmann, 2010a):

- Was ist das **Behandlungsziel**? Die umweltverträgliche „Entsorgung“ des gereinigten Abwassers (Primärziel in Deutschland) oder dessen Verwertung (Primärziel in vielen ariden Regionen weltweit)? Bei Letztgenannter spielen der Nährstoff- und Algengehalt nur eine partielle Rolle, die Behandlungsziele sehen hier vor allem auch eine Reduktion der hygienischen Risiken und die Vermeidung von Problemen durch Gerüche und partikuläre Stoffe vor. Bei der alleinigen Entsorgung stehen dagegen Zielparameter wie BSB₅ und der Gehalt an Schwebstoffen im Vordergrund, auch abgetriebene Algenmasse kann sehr störend sein, insbesondere wenn das Abwasser in stehende Gewässer eingeleitet wird.
- Wie viel **Fläche** steht zur Verfügung? Besonders in Regionen mit ausreichendem Flächenpotenzial und niedrigen Baukosten können Reserven sinnvoll sein, wenn sie mit nur geringen Mehrkosten verbunden sind.
- Wie sehen die **klimatischen Randbedingungen** aus, insbesondere in Bezug auf die Temperatur und die Verdunstungsverhältnisse?

- Was sind die **maßgebenden Lastfälle** unter den speziellen regionalen und örtlichen Bedingungen (z. B. Monsun, 48-Stunden-Unterbrechung der Stromversorgung) und wie sind diese sinnvoll bei der Bemessung zu berücksichtigen (z. B. durch Nutzung der Pufferwirkung der Teiche)?

Gerade der erste Punkt hat großen Einfluss auf die Wahl der relevanten Bemessungsparameter und damit die Auslegung der Teiche. In vielen Ländern spielt die Reduktion der mikrobiologischen Belastung vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung aus dem Teichablauf eine entscheidende Rolle, sie wird dagegen im deutschen Regelwerk bestenfalls implizit berücksichtigt (da dies für deutsche Verhältnisse kaum relevant ist). Überhaupt finden internationale Ansätze und aktuelle Erkenntnisse aus dem Bereich der Teichtechnologie in Deutschland, wo sie nur von einem kleinen Kreis international tätiger Fachleute insbesondere aus dem Bereich der Entwicklungszusammenarbeit (z. B. für GIZ und KfW) verfolgt werden, meist nur begrenzt Eingang in das deutsche Regelwerk. In diesem Kapitel sollen daher exemplarisch wichtige Aspekte zur Herangehensweise und den Besonderheiten internationaler Ansätze aufgezeigt werden.¹

5.2 Hydraulische Modelle

Alle Bemessungsansätze für Abwasserteiche basieren auf zwei grundsätzlich unterschiedlichen Ansätzen:

- empirische Ansätze, basierend auf Erfahrungswerten bestehender Teichanlagen (maßgebender Parameter ist i. d. R. die Flächen- bzw. Raumbelastung),
- kinetische Ansätze, bei denen die Prozesse durch mathematische Modelle abgebildet werden (maßgebender Parameter ist i. d. R. die hydraulische Aufenthaltszeit).

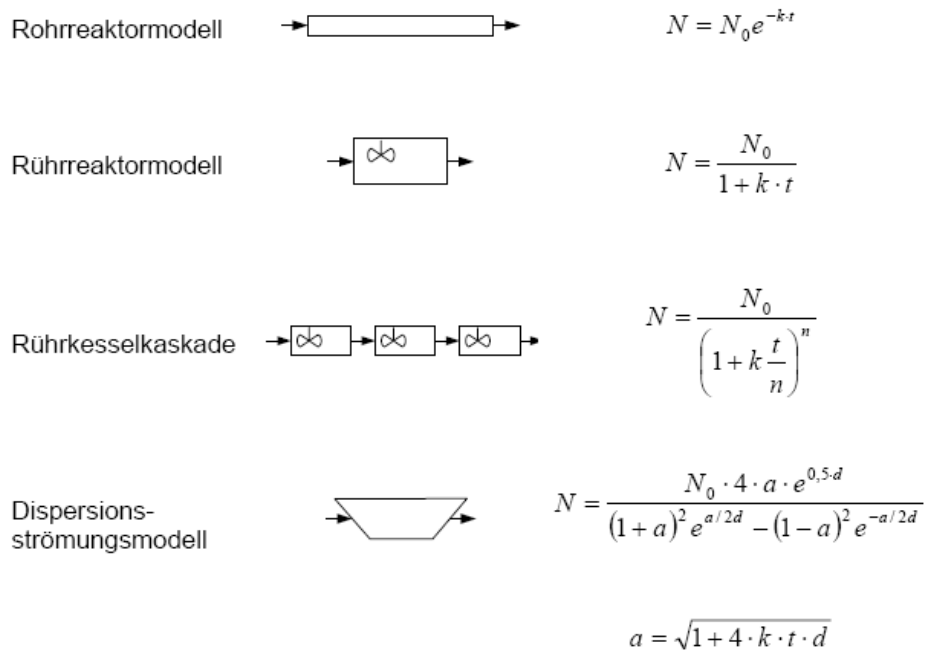
Den empirischen Bemessungsansätzen liegen Erfahrungen zum Verhalten vorhandener Anlagen zugrunde, die Abwasserteiche selber werden dabei jedoch als „Black Box“ behandelt. Wie im deutschen Regelwerk (DWA-A 201, 2005) beruhen diese Ansätze häufig auf direkten oder indirekten Vorgaben für Frachtbelastungen. Sie gelten jedoch nur für die zugrundeliegenden Verhältnisse und sind nur begrenzt auf andere Randbedingungen übertragbar, da sie Variablen für Teichgestaltung, Klima und Abwasserqualität meist nicht explizit berücksichtigen. So wird hydraulischen Aspekten, wie einer besseren Reinigungsleistung von mehreren Einzelteichen gegenüber einem einzelnen, gleich großen Teich nicht Rechnung getragen. (Shilton und Mara, 2005)

Bei den kinetischen Bemessungsansätzen werden solche hydraulischen Aspekte zumindest teilweise aufgegriffen. Die für die Reinigungsleistung relevanten biochemischen Reaktionen im Abwasserteich werden durch mathematische Gleichungen abgebildet. Die Teiche werden dafür vereinfachend als Reaktormodelle dargestellt, die sich mit bekannten Formeln der Reaktorthorie beschreiben lassen. Die im Teich (Reaktor) ablaufenden Prozesse, wie beispielsweise der Substratabbau, werden dabei vereinfachend als Reaktionen 1. Ordnung an-

¹ Das Fehlen eines exportorientierten deutschen Regelwerks für Abwasserbehandlungsanlagen außerhalb Deutschlands wird im Rahmen des BMBF-geförderten Verbundprojekts „Exportorientierte FuE im Bereich Abwasser – Validierung an technischen Anlagen“ (EXPOVAL) aufgegriffen, das während der Erstellung dieser Arbeit gestartet ist (für nähere Informationen siehe www.expoval.de).

genommen. Für die Berechnung kommen die in Bild 5.1 dargestellten hydraulischen Standardmodelle infrage (Shilton und Mara, 2005; Gujer, 2007; von Sperling, 2007):

- das Rührkesselmodell mit vollständiger Durchmischung,
- das Rohrreaktormodell mit Pfropfenströmung (Plug Flow),
- das Dispersionsströmungsmodell.



N = Ablaufkonzentration; N_0 = Zulaufkonzentration; k = Reaktionskonstante 1. Ordnung; t = Zeit

Bild 5.1: Hydraulische Modelle zur Beschreibung der Eliminationsleistung (von Sperling, 1999, Tab. 2.5; übersetzte Fassung übernommen von Haber, 2007)

Die im Rührkesselmodell vorliegende vollständige Durchmischung wird in unbelüfteten Abwasserteichen zwar nur bedingt erzielt, da sich insbesondere in der warmen Jahreszeit thermische Schichtungen im Teichkörper ausbilden können; eine natürliche Durchmischung ist jedoch beispielsweise in Fakultativteichen für den Austausch von organischer Fracht, Algen und Sauerstoff zwischen der oberflächennahen und durchleuchteten euphotischen Zone und den zu anaeroben Verhältnissen tendierenden, tieferliegenden Sohlbereichen (siehe auch Darstellung in Bild 3.3 auf S. 11) für die Funktion des Teiches unabdingbar (und sollte durch ein möglichst ungehinderten Windangriff gefördert werden, sofern Kurzschlüsse durch windinduzierte Driftbewegungen mit geeigneter Ablaufgestaltung verhindert werden). Wegen seiner Einfachheit, kommt das Rührkesselmodell für Bemessungsaufgaben von Fakultativteichen oft zur Anwendung. Durch Hintereinanderschaltung mehrerer gleichgroßer Teiche in Form einer Rührkesselkaskade lassen sich Verbesserungen der Reinigungsleistung bei gleichem Volumen erzielen, da in den einzelnen Reaktoren schrittweise ein Konzentrationsgefälle realisiert werden kann. (Shilton und Mara, 2005; von Sperling, 2007)

Mit einer Pfropfenströmung (Plug Flow), bei der in der Theorie keine Längsdurchmischung und damit eine stetige Konzentrationsänderung über den Fließweg stattfindet, lassen sich rechnerisch die besten Abbauleistungen im Teich erzielt. In der Praxis werden diese in den

Teichen jedoch nicht erreicht. Eine Annäherung kann durch den Einbau von Leitwällen in den Teichkörper und die serielle Anordnung von Einzelteichen erzielt werden, durch die die Abbauleistung bei gleichem Gesamtvolumen wesentlich erhöht wird (wie später in den Anmerkungen zur Teichhydraulik in Kapitel 5.7.5 beschrieben wird). Nachteile können sich bei der praktischen Anwendung der Pfropfenströmung in Primärteichen ergeben, da im Einlaufbereich aufgrund der fehlenden Durchmischung nur eine geringe Verdünnung der Zulaufkonzentrationen stattfindet und es daraus resultierend zu Sauerstoffmangel kommen kann; auch können Stoßbelastungen nicht durch Vermischen im Gesamtteich „weggepuffert“ werden. Daher werden für Primärteiche meist durchmischte Systeme angesetzt, während die Annäherung an Rohrreaktoren gerade in nachgeschalteten Schönungsteichen hochwirksam sein kann.

Das Dispersionsmodell, basierend auf der Wehner-Wilhelm-Gleichung, kombiniert die beiden anderen Modelle in Abhängigkeit von der Dispersionszahl d : ist diese gleich Null liegt eine Pfropfenströmung vor, konvergiert sie gegen unendlich, dann handelt es sich um einen vollständig durchmischten Reaktor (bei Abwasserteichen liegt d meist zwischen 0,1 und 2,0). Dieses Modell entspricht am ehesten den realen Verhältnissen in den meisten Teichen, ist nicht zuletzt wegen der Bestimmung der Dispersionszahl jedoch am aufwändigsten zu berechnen. (Haber, 2007; von Sperling, 2007)

Shilton und Mara (2005) weisen noch auf weitere Modell-Kombinationen hin, die sich in der Praxis aber nicht haben durchsetzen können. Für ausführliche und gut verständliche Darlegungen zur Reaktorkinetik sowie Bestimmung und Vergleich von BSB₅-Eliminationsleistungen der verschiedenen Modelle kann u. a. auf von Sperling (1999 und 2007) bzw. von Sperling und Chernicharo (2005) verwiesen werden.

5.3 Bemessungsansätze in Deutschland

In Deutschland sind die Dimensionierung und Konstruktion von Abwasserteichanlagen im DWA-A 201 (2005)¹ und der DIN 12255-5 (1999) geregelt. Zusätzliche Hinweise in Form eines DWA-Regelwerkskommentars geben Nowak und Heise (2007).

Dem DWA-A 201 liegt ein einfacher empirischer Bemessungsansatz mit pauschalierten Flächen- und Raumbelastungen für die unterschiedlichen Teichtypen zugrunde, z. B. bei unbelüfteten Teichen die Pauschalvorgabe einer spezifischen Teichoberfläche von 10 m²/E. In Tabelle 5.1 sind die wesentlichen Bemessungswerte für die einzelnen Teichtypen gemäß DWA-A 201 (2005) zusammengestellt. Die Ansätze orientieren sich an Baugrößen bis max. 5.000 E und sind spezifisch auf die deutschen klimatischen Verhältnisse abgestimmt. Im Vorgriff auf das fol-

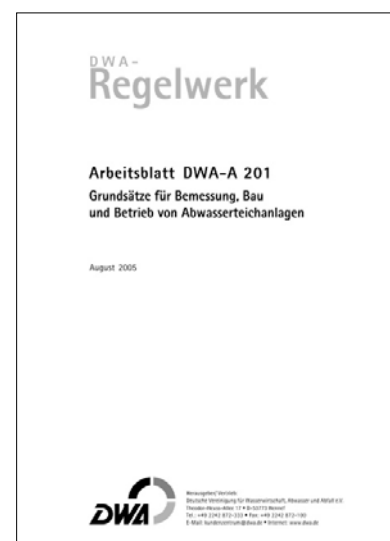


Bild 5.2: DWA-A 201 (2005)

¹ Die Erarbeitung des DWA-A 201 (2005) erfolgte durch den DWA-Fachausschuss KA-10 „Abwasserbehandlung im ländlichen Raum“; eine eigene Arbeitsgruppe zu Abwasserteichen besteht bei der DWA nicht.

gende Kapitel zu internationalen Bemessungsansätzen sei bereits darauf hingewiesen, dass die deutschen Werte im Vergleich zu den meisten internationalen Ansätzen zu einer signifikanten Überbemessung bei wärmeren Bemessungstemperaturen ab 10 °C führen (vgl. Abschnitt 0 mit anschaulichen graphischen Vergleichen in Bild 5.5 und Bild 5.6 auf S. 48).

Ein weiteres Manko von Pauschalansätzen wie im DWA-A 201 besteht darin, dass spezifische Bestimmungen für mehrere Teiche in Serie oder unterschiedliche Zulaufbedingungen beispielsweise aufgrund einer anaeroben Vorbehandlung nicht möglich sind (was aber durchaus konsequent ist, weil die in warmen Regionen bei hohen Belastungen oftmals als erste Stufe eingesetzten Anaerobteiche im DWA-A 201 gar nicht existieren).

Tabelle 5.1: Zusammenstellung der Bemessungswerte gemäß DWA-A 201 (2005)

Kenngröße	Einheit	Absetzteiche	unbelüft. Teiche	belüftete Teiche	Nachklärteich	Schönungst.
spezifisches Volumen V_{EW}	m^3/E	$\geq 0,5$				
spezifische Oberfläche A_{EW}						
• ohne vorgeschalteten Absetzteich	m^2/E		≥ 10			
• mit vorgeschalteten Absetzteich	m^2/E		≥ 8			
• bei Mitbehandlung von Regenwasser $A_{EW,Mi}$	m^2/E		Zuschlag: 5			
• für teilweise nitrifizierten Ablauf	m^2/E		≥ 15			
Mindestgröße	m^2				20	
Raumbelastung $B_{R,BSB}$ oder Flächenbelastung $B_{A,BSB}$	$g/(m^3 \cdot d)$ $g/(m^2 \cdot d)$			≤ 25 $B_A = B_R \cdot h$		
für nitrifizierten Ablauf				zusätzl. Festbetteinrichtung		
Wassertiefe h	m	$\geq 1,5$	$\sim 1,0$	1,5 – 3,5	$\geq 1,2$	1 – 2
Sauerstoffverbrauch $OV_{C,BSB5}$	kg/kg			$\geq 1,5$		
Leistungsdichte P_R	W/m^3			1 – 3		
Durchflusszeit t						
• bei Trockenwetter	D	≥ 1		≥ 5		1 – 2
• bei Maximaldurchfluss	D				≥ 1	
Schlammanfall						
• mit vorgeschaltetem Absetzteich	$l/(E \cdot a)$	130	70	70		5
• ohne vorgeschaltet. Absetzteich	$l/(E \cdot a)$		200	200		5

In Deutschland liegt die Ausbaugröße von Abwasserbehandlungsanlagen im ländlichen Raum in der Regel unter 5.000 E (sog. „kleine Kläranlagen“) und damit im Geltungsbereich der Größenklassen 1 und 2 des Anhangs 1 der Abwasserverordnung (AbwV, 2004) nach § 7a WHG. Bei diesen Größenklassen gelten nur Mindestanforderungen für die organischen Schmutzparameter BSB_5 und CSB , keine für die Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor (für die Teiche nur begrenzte Abbauleistungen vorweisen können). Somit markiert die Kläranlagengröße von 5.000 E auch aus bemessungs- und verfahrenstechnischer Sicht eine Abgrenzung, die sich in den Arbeitsblättern des DWA-Regelwerkes widerspiegelt. Damit setzt die DWA aber auch voraus, dass Abwasserteiche nur für die Entwässerung sehr kleiner Ortschaften infrage kommen, was für die deutsche Praxis zutrifft, sich jedoch nur begrenzt für die Situation in anderen Ländern generalisieren lässt.

5.4 Internationale Bemessungsansätze

5.4.1 Typisches Vorgehen

Es gibt keine international vereinheitlichte bzw. allgemein gültige „Standard-Bemessungsformel“ für Teichverfahren. Für die Auslegung und Bemessung von Abwasserteichen sind im internationalen Umfeld (wie bei anderen Abwasserbehandlungsverfahren auch) seit ungefähr den 1940er Jahren eine Vielzahl verschiedener Bemessungsansätze entwickelt und publiziert worden. Gemeinsam ist den meisten Ansätzen, dass der Temperatureinfluss über Temperaturterme u. a. mit Arrhenius-Konstanten oder anderen empirisch ermittelten Faktoren eingeht. Dabei werden die bei höheren Temperaturen oft stärkere Sonneneinstrahlung und der Einfluss der Algen-Biologie implizit berücksichtigt.¹

Für die grundsätzliche Vorgehensweise bei der Bemessung und den rechnerischen Nachweis mit den in 5.2 genannten hydraulischen Modellen haben sich im internationalen wissenschaftlichen Umfeld für einzelne Teichtypen einige grundlegende Bemessungsansätze durchgesetzt, die beispielsweise bei Fakultativteichen über die BSB₅-Flächenbelastung und bei Anaerobteichen über die BSB₅-Raumbelastung erfolgen². Diese werden auch über die aktuellen Publikationen aus dem Kreis der IWA Specialist Group „Wastewater Pond Technology“³ bestätigt. Für ausführliche Erläuterungen zu diversen internationalen Bemessungsansätzen und historischen Entwicklungen der Teichbemessung wird auf die einschlägigen internationalen Quellen verwiesen, wie beispielsweise Mara (1997 und 2005), Shilton und Harrison (2003), Shilton (2005), von Sperling (2007) oder U.S. EPA (1983 und 2011), in denen jeweils Grundlagen und Ansätze von weiteren Autoren berücksichtigt sind.

Daneben gibt es in verschiedenen Ländern (vor allem in Südamerika, aber auch in Deutschland, wie oben beschrieben) pauschalisierte, landesspezifische Ansätze, die auf die spezifischen regionalen Randbedingungen abheben (teilweise mit speziellen Faktoren z. B. für Höhenlage oder Breitengrad) und nur für diese gültig sind. Die U.S. EPA (1983 und 2011) schlägt nach Temperaturbereichen gestaffelte BSB₅-Flächenbelastungen $B_{F,BSB5}$ vor, die damit für unterschiedliche Klimabedingungen angewendet werden können. Die Empfehlungen betragen für durchschnittliche Luft-Temperaturen im Winter:

- $T_L > 15\text{ °C}$: $B_{F,BSB5} = 45 - 90\text{ kg/ha}\cdot\text{d}^4$,
- $T_L = 0 - 15\text{ °C}$: $B_{F,BSB5} = 22 - 45\text{ kg/ha}\cdot\text{d}$,
- $T_L < 0\text{ °C}$: $B_{F,BSB5} = 11 - 22\text{ kg/ha}\cdot\text{d}$.

¹ Es gibt aber auch Ansätze bei denen die Bedeutung der Solarstrahlung explizit berücksichtigt wird; beispielsweise sieht das indische Manual on Sewerage and Sewage Treatment einen „Sky Clearance Factor“ vor, der abzumindern ist, wenn nicht für mindestens 75 % der Tage im Jahr (= 274 d) klarer Himmel vorherrscht (Ministry of Urban Development, 1995).

² Die empirischen Untersuchungen zu Abwasserteichen heben ganz überwiegend auf den BSB₅ als Leitparameter für die organische Belastung ab – der aktuelle Trend einer stärkeren Fokussierung auf den CSB steht den Abwasserteichverfahren noch bevor.

³ Bis 2011 wurde diese IWA Specialist Group unter dem Namen „Waste Stabilization Ponds“ geführt.

⁴ 90 kg/ha·d entsprechen 9,0 g/(m²·d).

Dagegen sind die in Deutschland bewährten, empirisch begründeten Ansätze nach DWA-A 201 (2005) auf Regionen mit deutlich höherer Temperatur und Solarstrahlung nur sehr begrenzt übertragbar und können nur bei kühl-gemäßigten Temperaturen als Orientierung dienen. Im Vergleich zur „deutschen“ Tabelle 5.1 sind in Tabelle 5.2 als erster Anhalt relevante Bemessungsparameter für Planungen in wärmeren Klimazonen zusammengestellt.

In den folgenden Abschnitten wird ein typischer Dimensionierungs- und Nachweisweg am Beispiel von unbelüfteten Fakultativteichen erläutert, um das Bemessungsprinzip deutlich zu machen. Die Dimensionierung von Fakultativteichen erfolgt in der Regel zunächst über die zulässige BSB₅-Flächenbelastung auf Grundlage empirischer Ansätze (so wie dies mit den Pauschalwerten in Tabelle 5.1 vereinfacht ja auch im deutschen DWA-A 201 (2005) vorgesehen ist). Mit den kinetischen Ansätzen kann dann anschließend die BSB₅-Reinigungsleistung überprüft werden. Gleiches gilt für weitere Reinigungsziele, wie die Entfernung von Nährstoffen, pathogenen Bakterien oder Wurmeiern, für die auf Basis der Dimensionierung entsprechende Reinigungsnachweise erbracht werden können oder aus denen eine Vergrößerung des Teichs resultiert. Die Verbindung von empirischem und theoretisch-kinetischem Ansatz ermöglicht eine gewisse Kontrolle der gewählten Eingangsgrößen.

Tabelle 5.2: Typische Bemessungsparameter für Abwasserteiche (von Sperling, 2007)

Bemessungsparameter	Anaerob-teich	Fakultativ-teich	Belüfteter Teich	Volldurchm.-belüfteter Teich	Sedimentations-teich	Schönungs-teich
Aufenthaltszeit t (d)	3 – 6	15 – 45	5 – 10	2 – 4	≈ 2	(*)
Flächenbelastung B_A (kg BSB ₅ /ha·d)	–	100 – 350	–	–	–	–
Raumbelastung B_R (kg BSB ₅ /m ³ ·d)	0,10 – 0,35	–	–	–	–	–
Tiefe H (m)	3,0 – 5,0	1,5 – 2,0	2,5 – 4,0	2,5 – 4,0	3,0 – 4,0	0,8 – 1,2
L/B-Verhältnis	1 – 3	2 – 4	2 – 4	1 – 2	–	(**)
Partikulärer BSB ₅ im Ablauf (mg BSB ₅ /g SS)	–	0,3 – 0,4	0,3 – 0,4	0,3 – 0,6	–	–
Sauerstoffverbrauch (kg O ₂ /kg eliminiert. BSB ₅)	–	–	0,8 – 1,2	1,1 – 1,4	–	–
Leistungsdichte Belüfter (W/m ³)	–	–	< 2,0	$\geq 3,0$	–	–

L = Länge (m) B = Breite (m)

(*) Die erforderliche Aufenthaltszeit im Schönungsteich ist abhängig von der Teichform und der geforderten Abbaurate an coliformen Bakterien.

(**) L/B-Verhältnis einschließlich Leitwällen bei einem einzelnen Teich: > 10;
L/B-Verhältnis in jedem Teich bei einer Serie von mehr als 3 Teichen: 1 – 5.

Aus der Sichtung verschiedener internationaler Quellen wird die in Bild 5.3 dargestellte, grundsätzliche Vorgehensweise empfohlen, wie sie unter anderem von Mara (2005) und von Sperling (2007) beschrieben wird. In den nachfolgenden Kapiteln werden die Vorgehensweise detaillierter erläutert und verschiedene empirische Ansätze auch grafisch verglichen. Die Ausführungen greifen unter anderem auch auf Ergebnisse einer im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser“ angefertigten Diplomarbeit von Haber (2007) zurück.

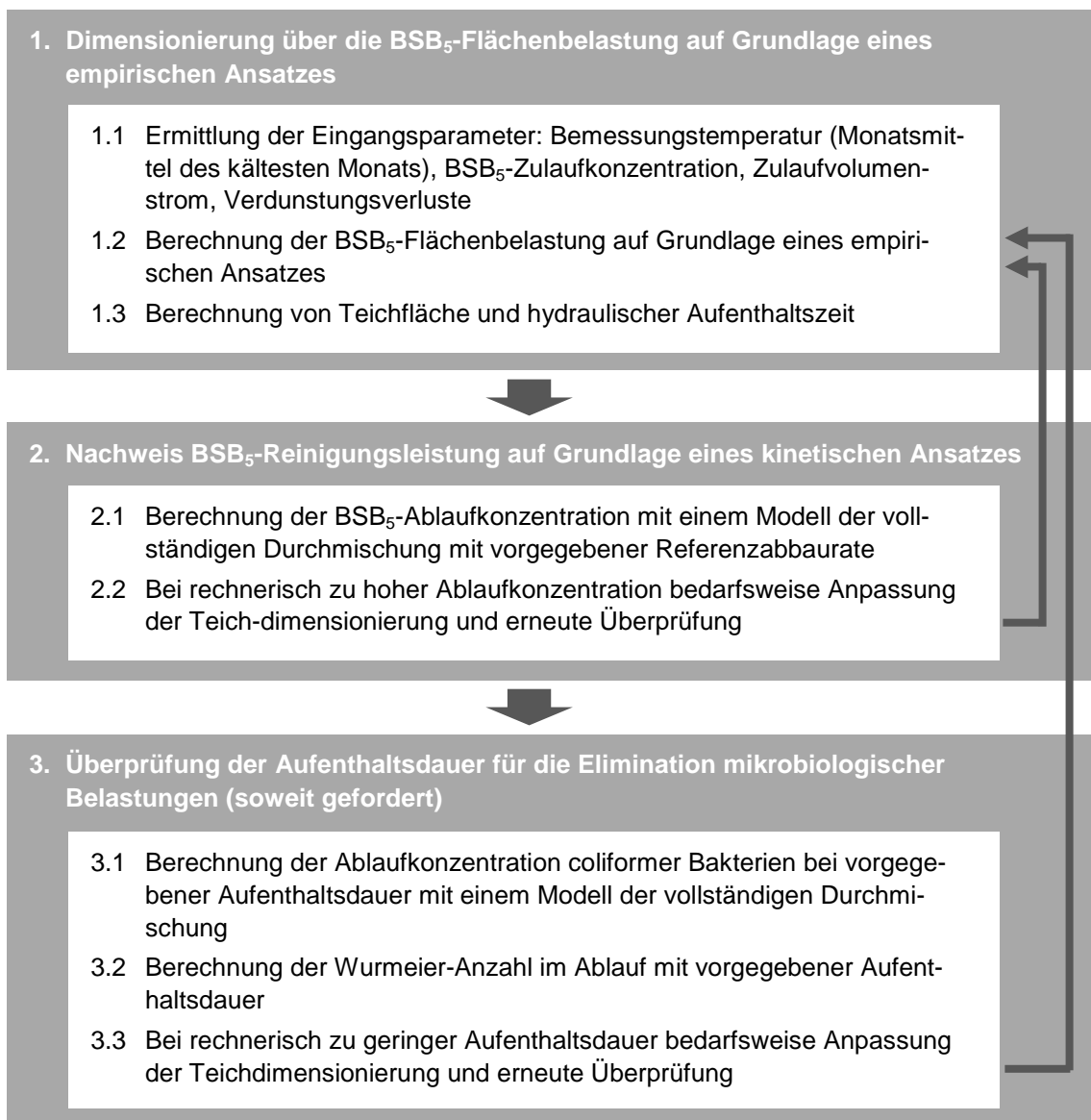


Bild 5.3: Empfehlung eines Bemessungsgangs für Fakultativteiche

5.4.2 Dimensionierung eines Fakultativteichs

Am Beispiel von Fakultativteichen (quasi dem Basistyp aller Teichanlagen) werden im Folgenden exemplarisch die Bemessungsschritte erläutert und verschiedene internationale Ansätze vorgestellt, die schwerpunktmäßig für warmes oder gemäßigtes Klima gelten.

Ermittlung der Bemessungstemperatur

Maßgebende Temperatur ist der Mittelwert des kältesten Monats. Die Bemessungsformeln (siehe untenstehende Tabelle 5.3) basieren überwiegend auf der Lufttemperatur, lediglich der Ansatz von Yánez (2000) verwendet die Wassertemperatur. Je nach vorliegenden Daten wird eine Umrechnung von Luft- und Wassertemperaturen notwendig. Von Sperling (2007)

schlägt für die Berechnung der Wassertemperatur T_W aus der Lufttemperatur T_L folgende Gleichung basierend auf Untersuchungen von Yáñez (1993) und Brito (2000) vor:

$$T_W = 12,7 + 0,54 \cdot T_L \quad (5.1)$$

Solche Umrechnungsgleichungen können jedoch immer nur eine Annäherung für einen bestimmten, sehr begrenzten Gültigkeitsbereich darstellen, da das Verhältnis von T_W zu T_L stark von den örtlichen klimatischen Randbedingungen abhängt. Saracho et al. (2005) haben beispielsweise für eine Teichanlage in Argentinien in warmen Klima folgende, abweichende Abhängigkeit ermittelt:

$$T_W = 12,994 + 0,4914 \cdot T_L \quad (5.2)$$

Nach Mara (1997) ist in der bemessungsrelevanten kühlen Jahreszeit die Wassertemperatur im Teich rund 2 – 3 °C wärmer als die Lufttemperatur (in der warmen Jahreszeit ist es umgekehrt). Diese Aussagen gelten jedoch nur für wärmere Klimazonen. Wie man beim Einsetzen in obige Gleichungen feststellen kann, wird die mit ihnen berechnete Differenz zwischen Luft- und Wassertemperatur bei Lufttemperaturen < 20 °C signifikant größer, sodass eine Anwendung deutlich unter 20 °C zweifelhaft erscheint. Um auf der sicheren Seite zu liegen, kann bei Fehlen weiterer Daten ggf. die vorhandene Lufttemperatur auch als Wassertemperatur eingesetzt werden.

Ermittlung der Flächenbelastung

Die Teichdimensionierung erfolgt in aller Regel über die BSB₅-Fracht. Weitergehende Reinigungsanforderungen, z. B. für mikrobiologischen Parameter, finden, wie im vorstehenden Kapitel beschrieben, über den späteren Nachweis der Reinigungsleistung Eingang in den Bemessungsgang.

Tabelle 5.3: Ansätze für die Berechnung der BSB₅-Flächenbelastung B_{F,BSB_5} (kg/ha·d) von fakultativen Abwasserteichen, in Abhängigkeit von Lufttemperatur T_L (°C) bzw. Wassertemperatur T_W (°C)

Autor	Bemessungsansatz
McGarry und Pescod (1970)	$B_{F,BSB_5} = 60 \cdot 1,099^{T_L}$
Mara (1976) ^{I)}	$B_{F,BSB_5} = 20 \cdot T_L - 120$
Arthur (1983)	$B_{F,BSB_5} = 20 \cdot T_L - 60$
Mara (1987 ff.)	$B_{F,BSB_5} = 350 \cdot (1,107 - 0,002 \cdot T_L)^{(T_L-25)}$
Yáñez (2000)	$B_{F,BSB_5} = 357,4 \cdot 1,085^{(T_W-29)}$
Bartone (1985) ^{P)}	$B_{F,BSB_5} = 357 \cdot (1,085)^{(T_L-20)}$
Marks (1993) ^{S)}	$B_{F,BSB_5} = 20 \cdot T_L - 90$
Zum Vgl.: DWA (2005) ^{D)}	$B_{F,BSB_5} = 60$

I) Wird in Indien noch angewendet (Ministry of Urban Development, 1995); P) Basierend auf Daten aus Peru; S) Basierend auf Daten aus Simbabwe; D) Gültig für Deutschland; P) und S) zitiert durch van der Steen (2003), Originalquellen sind nicht angegeben.

Die zulässige BSB₅-Flächenbelastung $B_{F,BSB5}$ (kg/ha·d) ergibt sich unter Berücksichtigung der klimatischen Verhältnisse als Funktion der vorstehend ermittelten Luft- oder Wassertemperatur. In Tabelle 5.3 sind verschiedene Bestimmungsgleichungen mit Schwerpunkt auf gemäßigten bis tropischen Regionen zusammengestellt. Im Kapitel 5.4.4 werden die Ansätze anschaulich verglichen und eine Auswahlempfehlung für internationale Bemessungsaufgaben bei unterschiedlichen Temperaturen gegeben.

McGarry und Pescod (1970) setzten als erste die Flächenbelastung zur Temperatur in Beziehung. Die mit ihrem Ansatz errechnete BSB₅-Flächenbelastung gibt allerdings das Maximum an, mit dem ein Fakultativteich belastet werden kann, bevor er in einen anaeroben Zustand umkippt, und kann daher eher als Grenzwert für die Bemessung angesehen werden (als „Envelope of Failure“, wie Mara (1997) es ausdrückte). In der weiteren Entwicklung von Bemessungsansätzen für Fakultativteiche hatten unter anderem Arbeiten von Mara (1976 ff.) maßgeblichen Einfluss. Insbesondere seine Formel von 1987 zählt zu den meistzitierten Ansätzen (Shilton, 2005; von Sperling, 2007):

$$B_{F,BSB5} = 350 \cdot (1,107 - 0,002 \cdot T_L)^{(T_L - 25)} \quad (5.3)$$

Mara ist bei seinem Ansatz von Erfahrungen in Brasilien und Frankreich ausgegangen, nach denen Flächenbelastungen von 350 kg/ha·d bei 25 °C bzw. 100 kg/ha·d bei 10 °C zu guten Ergebnissen führen. Er weist auf CEMAGREF et al. (1997) hin, die für Temperaturen ≤ 8 °C ein Minimum von 80 kg/ha·d empfehlen. Für sehr hohe Temperaturen von 35 °C hat Mara (2005) eine willkürliche Grenze von 500 kg/ha·d angegeben. Von Sperling (2007) empfiehlt bereits für Temperaturen > 25 °C eine Begrenzung auf 350 kg/ha·d.

Ermittlung der Teichfläche

Die erforderliche Teichfläche A_{erf} (m²) ergibt sich aus der Zulauffracht $B_{d,0,BSB5}$ (kg/d) im Verhältnis zur zulässigen Flächenbelastung $B_{F,BSB5}$ (kg/ha·d). Mit der Zulaufkonzentration $C_{0,BSB5}$ (mg/l) und dem Zulaufvolumenstrom Q_0 (m³/d) kann über $B_{d,0,BSB5} = 10^{-3} \cdot C_{0,BSB5} \cdot Q_0$ die erforderliche Teichfläche A_{erf} (m²) unter Berücksichtigung von Umrechnungsfaktoren für die Einheiten berechnet werden mit:

$$A_{\text{erf}} = 10.000 \cdot \frac{B_{d,0,BSB5}}{B_{F,BSB5}} = 10 \cdot \frac{C_{0,BSB5} \cdot Q_0}{B_{F,BSB5}} \quad (5.4)$$

Ermittlung der hydraulischen Aufenthaltszeit

Die Aufenthaltszeit (Hydraulic Retention Time) hat einen wesentlichen Einfluss auf die Ablaufqualität, da die biologische Reinigungsleistung in direktem Zusammenhang zur Verweilzeit des Abwassers im Teich steht (siehe hydraulische Modelle in Kapitel 5.2). Bei einer vorgegebenen Teichtiefe D (m) und einem gemittelten Durchfluss aus Zu- und Abfluss (m³/d) mit $Q_{\text{mittel}} = 0,5 \cdot (Q_0 + Q_e)$ erhält man die Aufenthaltszeit t (d) zu (Mara, 1987; Mara 2005):

$$t = \frac{V}{Q_{\text{mittel}}} = \frac{A \cdot D}{0,5 \cdot (Q_0 + Q_e)} \quad (5.5)$$

Die Aufenthaltszeit sollte mindestens 4 d betragen (Mara, 2005) und liegt für Primärteiche bei kommunalem Abwasser und mittleren bis warmen Temperaturen üblicherweise bei 15 –

45 d (von Sperling, 2007), bei niedrigen Temperaturen sind aber auch Werte von 90 – 180 d über nicht ungewöhnlich (U.S. EPA, 2011)¹.

Der Abfluss Q_e (m³/d) ergibt sich aus

$$Q_e = Q_0 + Q_{\text{Niederschlag}} - Q_{\text{Verdunstung}} - Q_{\text{Versickerung}} \quad (5.6)$$

bei Vernachlässigung von Versickerungseffekten zu:

$$Q_e = Q_0 - 0,001 \cdot e \cdot A \quad (5.7)$$

mit e (mm/d) als Nettoverlust aus der Differenz zwischen Evaporation und Niederschlag. Die Verdunstungsverluste werden für den Bemessungsmonat (geringste Monatsmitteltemperatur) angesetzt (Mara, 1997). Zusätzlich können noch ergänzende Bilanzierungsrechnungen mit den Verdunstungsverlusten für den heißesten Monat und ggf. auch Versickerungsverlusten angestellt werden, siehe auch Erläuterungen in Kapitel 4.3.2 zu Verlusten aus Verdunstung und Versickerung.

5.4.3 Nachweis der Reinigungsleistung eines Fakultativteichs

Die Überprüfung des im vorherigen Kapitel dimensionierten Teichs erfolgt über den Nachweis der BSB₅-Reinigungsleistung anhand der rechnerischen Ablaufkonzentration aus dem Teich C_{e,BSB_5} (mg/l). In der Praxis wird meistens das Modell 1. Ordnung einer vollständigen Durchmischung verwendet (hydraulische Modelle siehe Kapitel 5.2), da die Gleichungen für dieses Modell einfacher ausfallen und die aufwendige Bestimmung der Dispersionszahl für das in vielen Fällen theoretisch korrektere Modell mit Dispersionsströmung entfällt (Mara, 2005; Haber, 2007):

$$C_{e,BSB_5} = \frac{C_{0,BSB_5}}{(1 + k_{1,BSB_5} \cdot t)} \quad (5.8)$$

Die Reaktionskonstante für den BSB₅-Abbau k_{1,BSB_5} (d⁻¹) wird bei einer Bezugstemperatur von 20 °C mit der Gleichung

$$k_{1,BSB_5}(T) = k_{1,BSB_5}(20) \cdot \Theta^{(T-20)} \quad (5.9)$$

ermittelt. Verschiedene Referenzabbauwerte und Temperaturkonstanten sind in Tabelle 5.4 zusammengestellt. Von Sperling (2007) weist drauf hin, dass die Referenzabbauwerte in Primärteichen in der Regel höher ausfallen als bei Sekundär- oder Schönungsteichen, da sie durch den direkten Rohabwasserzufluss einen höheren Anteil an einfach abbaubarem organischem Substrat enthalten.

¹ Die U.S. EPA gibt in verschiedenen Quellen vergleichsweise hohe Aufenthaltsdauern an, was vermutlich am Anlagenbestand auch im kühleren Norden der USA liegt – und was auch zu den empfohlenen Werten für die zulässige BSB₅-Flächenbelastung passt, wie sie im vorstehenden Kapitel 5.4.1 benannt sind und die sich in Kapitel 5.4.4 im Vergleich mit anderen Ansätzen als sehr konservativ darstellen.

Tabelle 5.4: BSB₅-Referenzabbauraten k_{1,BSB_5} (d⁻¹) und Arrhenius-Temperaturkonstanten Θ (-) verschiedener Autoren für den BSB₅-Abbau in unterschiedlichen, voll-durchmischten Reaktoren (Haber, 2007; ergänzt)

Quelle	$k_{1,BSB_5(20)}$	Θ	Teichtyp
U.S. EPA (1983)	0,35	1,085	Primärteich
Salta (1999) ¹⁾	0,41	1,17	Primärteich
Mara (1975, 2005)	0,3	1,05	Primärteich
von Sperling (2007)	0,3 – 0,4	1,05	Primärteich
Mara (2004, 2005)	0,1	1,05	Sekundärteich
von Sperling (2007)	0,25 – 0,32	1,05	Sekundärteich
von Sperling (2007)	0,6 – 0,8	1,035	belüfteter Teich
von Sperling (2007)	1,0 – 1,5	1,035	dito, volldurchmischt

1) Zitiert in Haber (2007), Originalquelle ist nicht angegeben.

Haber (2007) verweist auf eine alternative Bestimmung der Reaktionskonstante nach Uhlmann et al. (1980), die in der früheren DDR Anwendung fand und auch in tropischen Ländern zu guten Übereinstimmungen mit gemessenen Werten geführt haben soll:

$$k_{1,BSB_5} = \frac{t^{-1/(1,391+1,304/T+(0,061+0,05 \cdot T)/B_{R,BSB_5})}}{0,327 + 10,277/T + 1/((0,25 + 0,476/T) \cdot B_{R,BSB_5})} \quad (5.10)$$

In die experimentell ermittelte Berechnungsgleichung gehen neben der Temperatur auch die BSB₅-Raumbelastung und die mittlere Aufenthaltszeit ein. Der sehr weite Gültigkeitsbereich wird mit Temperaturen T von 2 – 40 °C sowie Aufenthaltszeiten t von 4 – 400 d und Raumbelastungen B_{R,BSB_5} von 1 – 25 g BSB₅/(m³·d) angegeben. Haber zeigt bei Variation der Eingangsgrößen allerdings eine starke Varianz vor allem in Bezug auf die Wahl der Aufenthaltszeit und teilweise deutliche Abweichungen im Vergleich zu den anderen Ansätzen.

Wenn die Festlegung des BSB₅-Grenzwertes für algenfreie Proben erfolgt, ist eine Umrechnung der mit Gleichungen 5.8 berechneten Ablaufkonzentration C_{e,BSB_5} (mg/l) nötig. Unter der Annahme, das 70 – 90 % des BSB₅ im Ablauf eines Teiches aus Algen herrührt, kann der gefilterte Ablauf nach Mara (2005) auf der sicheren Seite abgeschätzt werden mit:

$$C_{e,BSB_5,filtr.} = 0,3 \cdot C_{e,BSB_5} \quad (5.11)$$

Ergänzender Nachweis der Elimination von Nährstoffen

Soll ergänzend zum Kohlenstoffabbau auch ein Nachweis der Stickstoffelimination geführt werden, finden sich dazu in der Literatur verschiedene Ansätze, mit denen analog zu vorstehenden Gleichungen für die BSB₅-Reinigungsleistung die Stickstoffkonzentration (in Bezug auf NH₃ und NH₄⁺ oder N_{ges}) rechnerisch ermittelt werden kann. In die Gleichungen geht neben Temperatur und Aufenthaltszeit auch der pH-Wert als weitere maßbestimmende Eingangsgröße ein (siehe z. B. Darstellungen in Pano und Middlebrooks, 1982; Mara, 1997 und 2005; Craggs, 2005a; von Sperling, 2007; U.S. EPA, 2011).

Für die Phosphorelimination gibt es derzeit keine allgemeingültige Bemessungsgleichung (Mara, 1997). In der Regel liegt die Eliminationsrate bei < 35 % (von Sperling, 2007). Andere

Autoren nennen unter bestimmten Randbedingungen (hohe pH-Werte, geringe hydraulische Last) auch deutlich höhere Werte, die sich aber nicht generalisieren lassen.

5.4.4 Vergleich verschiedener Berechnungsansätze für Fakultativteiche

Exemplarische Vergleiche von unterschiedlichen Berechnungsansätzen für die Teichdimensionierung oder die Berechnung der Reinigungsleistung wurden von verschiedenen Autoren angestellt (z. B. U.S. EPA, 1983; Pahl und Hegemann, 1998; Barjenbruch und Brockhaus, 2002; Barjenbruch und Erler, 2004; Kehl et al., 2007; U.S. EPA, 2011). Diese beziehen sich jeweils auf fiktive Referenzanlagen mit vorgegebenen, typischen Randbedingungen. In Bild 5.4 sind beispielhaft Ergebnisse von Barjenbruch et al., die einen Vergleich verschiedener Ansätze mit dem deutschen Regelwerk anstellen, abgebildet. Die Autoren kommen hier zu dem Ergebnis, dass unter den vorgegebenen Randbedingungen bei einer Bemessungstemperatur von 5 °C der Ansatz gemäß DWA-A 201 neben der Dispersionsströmung die höchste Flächenbelastung respektive den geringsten Flächenbedarf ergibt und interpretieren den deutschen Ansatz daher als sehr knapp angesetzt. Hätte man allerdings beim Ansatz nach Mara (1987) die von ihm später genannte Untergrenze von 80 kg/ha·d angesetzt, läge dieser Ansatz über dem Ansatz der DWA. So ist der Wert bei Beispielberechnungen von Pahl und Hegemann (1998) auch tatsächlich über dem Wert nach A 201 angegeben.

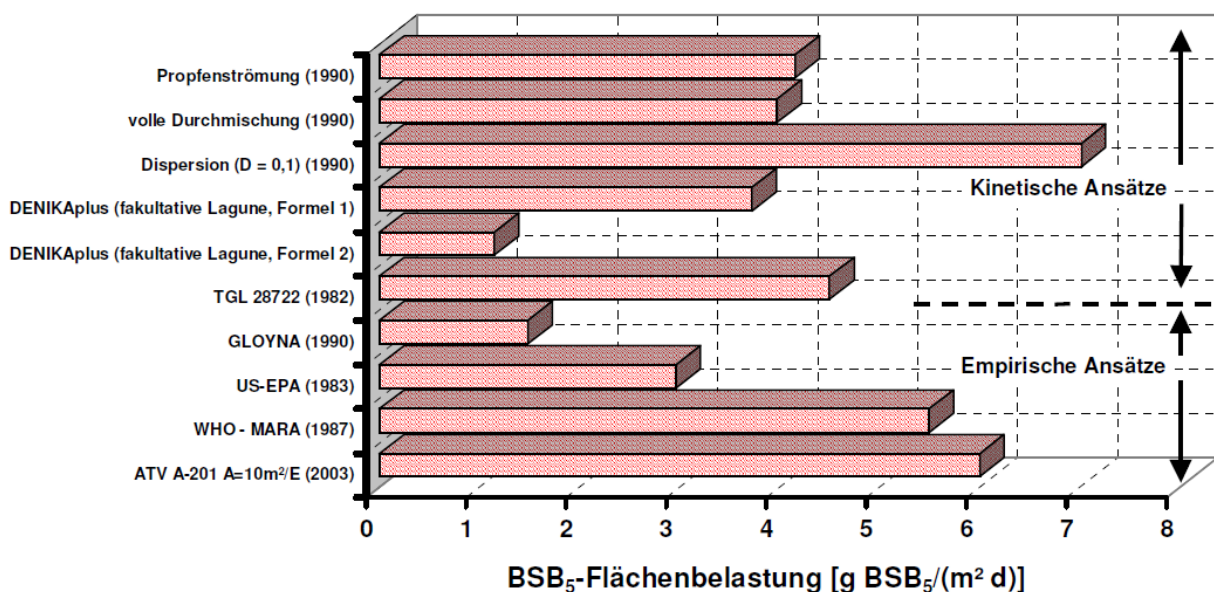


Bild 5.4: Exemplarischer Vergleich der zulässigen BSB₅-Flächenbelastung bei verschiedenen Berechnungsansätzen mit T = 5 °C, EW = 900 E, spez. $Q_{EW} = 90 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$, spez. BSB₅-Fracht = 60 g/(E·d), ohne Fremdwasser (Barjenbruch und Erler, 2004; nach Barjenbruch und Brockhaus, 2002, modifiziert)

Die Auswertungen anhand der Einzelbeispiele zeigen deutlich die hohe Varianz zwischen den verschiedenen Ansätzen, die u. a. durch unterschiedliche Wahl der Eingangsparameter bestimmt wird (beispielsweise der Dispersionszahl oder der Referenzabbaurate). Damit wird

auch deutlich, dass eine sorgfältige Abschätzung der Eingangsgrößen im Sinne einer wirtschaftlichen Auslegung zwingend geboten ist.

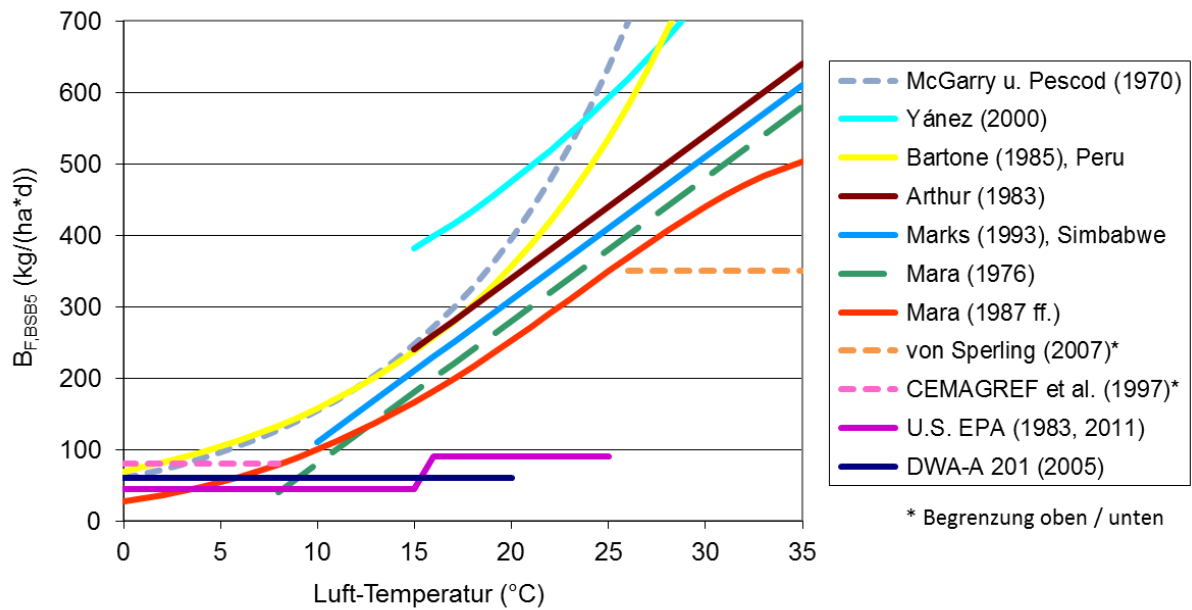


Bild 5.5: Vergleich der zulässigen BSB₅-Flächenbelastung $B_{F,BSB5}$ bei verschiedenen Bemessungsansätzen für Fakultativteiche in Abhängigkeit der Temperatur

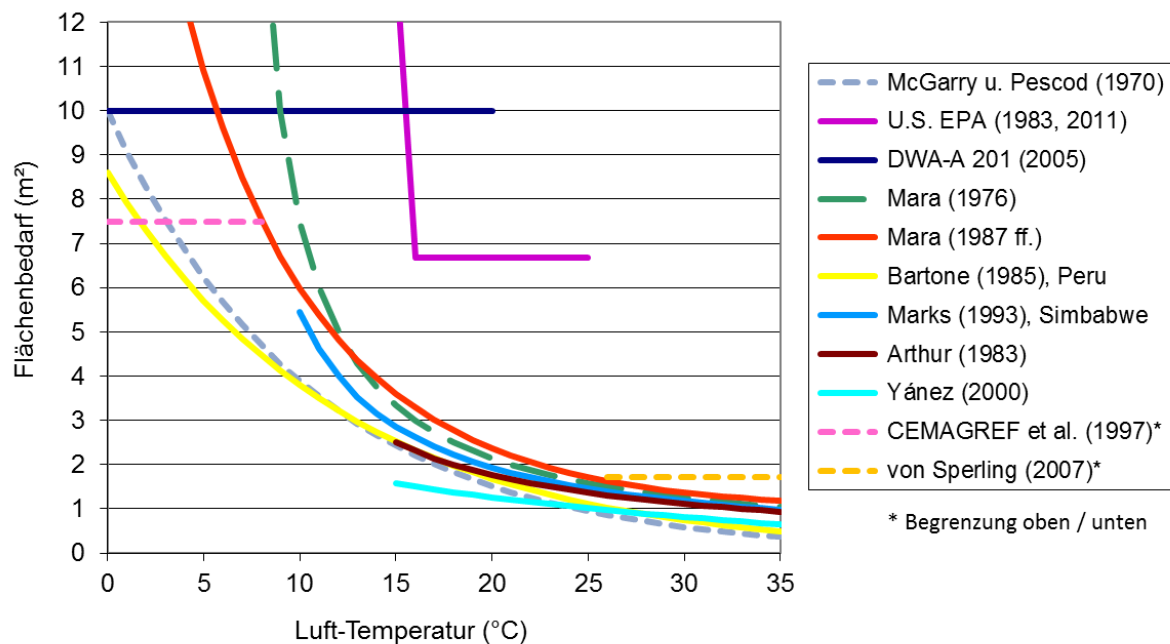


Bild 5.6: Exemplarischer Vergleich der erforderlichen Teichfläche für einen Einwohnerwert bei verschiedenen Bemessungsansätzen für Fakultativteiche mit spez. $Q_{EW} = 150 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$, spez. BSB₅-Fracht = $60 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$, ohne Fremdwasser

Wie in den vorstehenden Kapiteln beschrieben, wird die zulässige BSB_5 -Flächenbelastung im internationalen Kontext nach dem aktuellen Stand der Technik in erster Linie als Funktion der Temperatur bestimmt. Im Folgenden sollen daher am Beispiel der Dimensionierung von Fakultativteichen die in Tabelle 5.3 von verschiedener Autoren zusammengestellten empirischen Berechnungsansätze für die zulässige Flächenbelastung verglichen und beispielhaft Empfehlungen für die Auswahl eines geeigneten Ansatzes für einen großen Temperaturbereich abgeleitet werden. Um die Ansätze zu vergleichen, sind die zulässigen BSB_5 -Flächenbelastungen aus Tabelle 5.3 in Bild 5.5 über einen weiten Temperaturbereich grafisch aufgetragen worden. Zur besseren Anschaulichkeit werden die Ansätze in Bild 5.6 zusätzlich für einen errechneten Flächenbedarf von einem Einwohner ($EW = 1 E$) dargestellt.

Da der Ansatz von Yánez (2000) auf der Wassertemperatur beruht, ist für den Vergleich eine Umrechnung der Luft- in die Wassertemperatur erforderlich, die gemäß Gleichung 5.1 nach von Sperling (2007) vorgenommen wurde. Diese führt bei niedrigen Temperaturen jedoch zu zunehmend größeren Differenzen, was auch eine Begründung für das markante Ausscheren aus der Kurvenschar der anderen Ansätze in Bild 5.5 darstellen könnte. Zur verlässlichen Umrechnung von Luft- und Wassertemperatur bei Abwasserteichen über größere Geltungsbereiche besteht gerade bei niedrigeren Temperaturen – auch losgelöst vom Yánez-Ansatz – noch deutlicher Untersuchungsbedarf.¹

Der Ansatz von McGarry und Pescod (1970) zur Bestimmung der BSB_5 -Flächenbelastung gilt als Maximalbelastung für den Teich. Entsprechend fungiert die Kurve in Bild 5.5 wie eine Art Hüllkurve für die meisten anderen Ansätze. Die untere Grenze der Kurvenschar wird weitgehend durch die Kurve nach Mara (1987) bestimmt. In einem Bereich um 20 °C und etwas darüber haben die meisten Ansätze die größte Annäherung, was nicht verwunderlich ist, da sie meist ihren mittleren Gültigkeitsbereich in diesem Temperaturintervall haben.

Im Bereich sehr hoher Temperaturen gibt es eine deutliche Spreizung zwischen den Kurven, die teilweise mit Unsicherheiten durch eventuelle Extrapolation einzelner Ansätze über nicht immer klar definierte Gültigkeitsgrenzen hinaus erklärt werden kann. Mara (1997) gibt grundsätzlich eine obere Grenze für B_{F,BSB_5} von 500 kg/ha-d an, die über den Empfehlungen von 350 kg/ha-d bei von Sperling (2007) liegt, aber im Vergleich mit den anderen Bemessungsansätzen trotz aller Unsicherheiten als pragmatisch-sinnvolle Abgrenzung anzusehen ist. Der Ansatz nach U.S. EPA scheint extreme Sicherheiten zu berücksichtigen und würde bei einer direkten Übertragung zu unwirtschaftlichen Ergebnissen führen.

Für kühle Temperaturen wird die Situation aufgrund des nichtlinearen Zusammenhangs aus dem in Bild 5.6 aufgetragenen Flächenbedarf besser sichtbar. Der kalte Bereich liegt außerhalb der Gültigkeitsgrenzen vieler Ansätze. Die Kurve von Mara (1976) kann vernachlässigt werden (obwohl sie beispielsweise im indischen Regelwerk noch Anwendung findet), da Mara zum einen in neueren Publikationen selber auf die 1987 veröffentlichte Formel abstellt und zum anderen für Temperaturen ≤ 8 °C eine Beschränkung nach CEMAGREF et al. (1997) auf eine minimale Flächenbelastung von 80 kg/ha-d empfiehlt. In Bezug auf den rechnerischen Flächenbedarf in Bild 5.6 liegt dieser noch unter dem Pauschalansatz nach DWA-A 201 (2005) von 10 m² (was einer BSB_5 -Flächenbelastung von 60 kg/ha-d bei einer spezifi-

¹ Hier macht sich bemerkbar, dass die wissenschaftliche Beschäftigung mit Teichen tendenziell auf warme Regionen fokussiert ist und für diese Bereiche eine deutlich bessere Datengrundlage vorliegt als für Abwasserteiche in kühleren Regionen.

schen BSB_5 -Fracht von 60 g/(E·d) entspricht). Hier liegt der für die kühleren deutschen Verhältnisse bewährte DWA-Wert auf der sicheren Seite. Da sich dieser Wert in Deutschland im langjährigen Betrieb empirisch bewährt hat, erscheint die Festlegung einer Bemessungsgrenze für die zulässige Flächenbelastung in einer Größenordnung von 60 kg/ha·d angemessen, zumal der obige Vergleich von Barjenbruch et al. zeigt, dass der deutsche Ansatz für den Bereich der niedrigen Temperaturen immer noch z. B. über den (allerdings sehr konservativen) Ansätzen der U.S. EPA liegt.

Es ist aber auch deutlich zu erkennen, dass der konstante empirische Bemessungsansatz nach DWA-A 201 in Umgebungen mit höheren Temperaturen zu einer signifikanten Überbemessung führen würde, bei Bemessungstemperaturen $> 15\text{ °C}$ ergibt sich beispielsweise ein Faktor von ≥ 3 gegenüber dem Ansatz von Mara (1987). Die Anwendung der DWA-A 201 (2005) ist daher für warme Klimaregionen eindeutig ungeeignet.

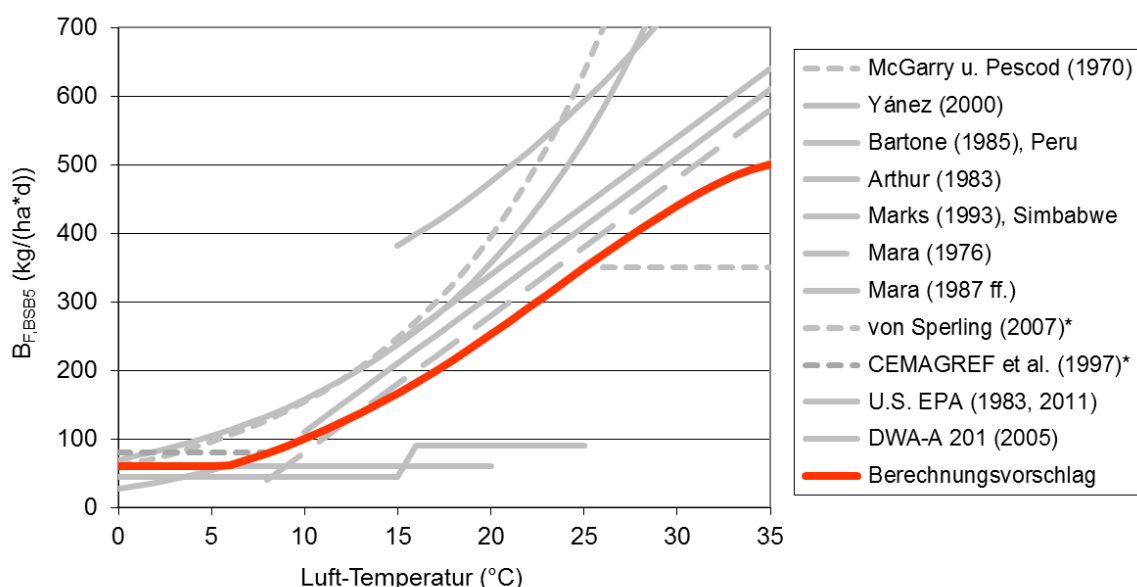


Bild 5.7: Darstellung des Berechnungsvorschlags für die Ermittlung der zulässigen BSB_5 -Flächenbelastung B_{F,BSB_5} für Fakultativteiche in Abhängigkeit der Temperatur (vor dem Hintergrund der ausgeblendeten Berechnungskurven verschiedener Autoren aus Bild 5.5)

Empfehlung für Berechnungsansatz

Zusammenfassend lässt sich anhand des aufgezeigten Bemessungsgangs für Fakultativteiche nach Bild 5.3 zeigen, dass für den internationalen Einsatz eine Vielzahl von Berechnungsvarianten existiert. Für Fakultativteiche hat der Ansatz von Mara (1987) in der internationalen wissenschaftlichen Literatur die größte Akzeptanz erfahren. Wie vorstehend anschaulich gezeigt wurde, liegt der Ansatz im Vergleich mit den anderen Ansätzen leicht auf der sicheren Seite. Wenn keine besseren spezifischen Kenntnisse und Erfahrungen zu einem Einsatzgebiet vorliegen, kann als Vorschlag für internationale Bemessungsaufgaben daher Gleichung 5.3 (Mara, 1997) zusammen mit einer Obergrenze von 500 kg/ha·d (Mara, 2005) und einer Untergrenze von 60 kg/ha·d (angelehnt an DWA-A 201, 2005) als praxisge-

rechter Ansatz empfohlen werden, wie er auch in Bild 5.7 anschaulich dargestellt ist. In jedem Fall sind jedoch die lokalen Randbedingungen detailliert zu verifizieren (Klima, Abwasserzufluss, Ablaufanforderungen, Teichkonfiguration etc.).¹

5.4.5 Besonderheiten bei Teichanlagen in sehr kaltem Klima

Für Teichanlagen in sehr kaltem Klima fällt die theoretische Aufarbeitung der Bemessungsgrundlagen in der internationalen Literatur weniger breit aus als für andere Klimazonen. Wie in Kapitel 4.3.3 zum Einsatz in kaltem Klima beschrieben, kommen wegen des einfachen und robusten Betriebs in kaltgemäßigten, nördlichen Regionen der USA, Kanadas oder Russlands trotz der schwierigen Verhältnisse eine große Zahl an Abwasserteichanlagen zum Einsatz. Die nachfolgenden Darlegungen zeigen, dass Abwasserteiche selbst für unwirtliche Randbedingungen in den genannten Ländern sicher bemessen und betrieben werden können, auch wenn solche Bedingungen besondere Herangehensweisen erfordern.

Vergleiche von Bemessungsansätzen in den USA, Canada, Nordeuropa und der früheren Sowjetunion finden sich bei Heaven et al. (2003); ausführliche Erläuterungen zu Abwasserteichanlagen in kaltem Klima werden zudem bei Heaven und Banks (2005) gegeben.

Unterschiede zu Anlagen in anderen Klimazonen liegen vor allem im intermittierenden Betrieb mit teilweise nur 1 – 2 Ablässen pro Jahr („Controlled Discharge“) und einer entsprechend hohen Aufenthaltsdauer sowie in konstruktiven Unterschieden wie zusätzlichem Volumen für Eis und akkumuliertem Schlamm.

Das Betriebsregime für den intermittierenden Betrieb ist in Bild 5.8 von Heaven und Banks (2005) vereinfacht für eine einmalige Entleerungsphase pro Jahr dargestellt worden. Die Anlage besteht aus drei Teichstufen, wobei der Anaerobteich in der kalten Jahreszeit quasi als vorgeschalteter Absetzteich fungiert. Die Entleerung erfolgt im Herbst (ggf. kann sie auch schon im Sommer begonnen werden, sofern die Ablaufwerte dies bereits zulassen), weil dann aufgrund des Abbaus in der warmen Jahreszeit die organische Belastung im Schönungs- und Speicherteich am geringsten ist und die Algen sich zunehmend im Teich absetzen, sodass ein relativ klarer Abfluss mit BSB₅-Werten von 5 – 15 mg/l realisiert werden kann. Der Teich wird bis auf einen Minimalstand an Wasser und Bakterien-Algen-Schlamm entleert. Im Winter wird der Zufluss unter der Eisschicht bei rund 0 – 4 °C im Fakultativteich zunächst verdünnt und fließt dann in den Schönungsteich über. Aufgrund der minimierten Reinigungsleistung nimmt die BSB₅-Konzentration stetig zu und erreicht im Frühjahr circa zur Eisschmelze ihren Höhepunkt, bevor im Sommer mit steigenden Temperaturen das für die

¹ Ein ähnlicher Vergleich ist grundsätzlich auch für die in Kapitel 5.4.3 beschriebene Berechnung der Reinigungsleistung in Fakultativteichen, die über den Arrhenius-Term ebenfalls in Abhängigkeit von der Temperatur steht und für die in Tabelle 5.4 eine Auswahl an Referenzabbauraten und Temperaturkonstanten zusammengestellt ist, möglich. Gleiches gilt auch für Bemessungsansätze zu anderen Parametern und anderen Teichtypen. Die Auswahl und Validierung von belastbaren Bemessungsempfehlungen ist im Übrigen eine der Aufgaben des 2012 angelaufenen, BMBF-geförderten Forschungsverbundprojekts „Exportorientierte FuE im Bereich Abwasser – Validierung an technischen Anlagen“ (EXPOVAL), mit einem eigenen Unterverbund zu Abwasserteichen (BMBF-Förderkennzeichen 02WA1252I ff.; siehe auch www.expoval.de). Im Rahmen des Projekts ist die Erstellung eines DWA-Themenbandes mit entsprechenden Bemessungsempfehlungen vorgesehen, dessen Veröffentlichung für 2016 geplant ist.

Sauerstoffversorgung notwendige Algenwachstum und die biologischen Reinigungsprozesse wieder anspringen. Dabei kommt zum Tragen, dass Algen auch bei lang anhaltenden niedrigen Temperaturen knapp oberhalb des Gefrierpunktes und Lichtentzug hohe Überlebensraten zeigen (Bartosh und Banks, 2006).

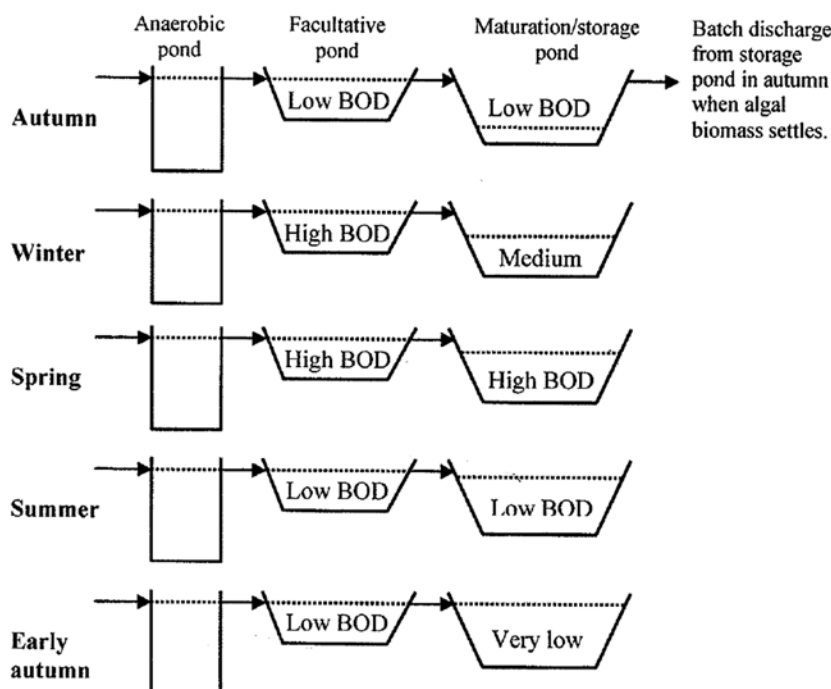


Bild 5.8: Betriebsregime für einjährigen Ablass aus dem Teich (Heaven und Banks, 2005)

Die Dimensionierung der Teiche erfolgt prinzipiell ähnlich derer in wärmeren Klima, allerdings sind die besonderen Randbedingungen des diskontinuierlichen Betriebs zu beachten (U.S. EPA, 1983). Für Fakultativteiche kommen analog zu der in den vorstehenden Kapiteln beschriebenen Vorgehensweise empirische oder kinetische Ansätze zur Anwendung. Nach Heaven und Banks (2005) haben sich die bereits in Kapitel 5.4.1 genannten, von der U.S. EPA (1983) empfohlenen, maximalen Flächenbelastungen von insgesamt 11 – 22 kg/ha·d für durchschnittliche Lufttemperaturen $< 0^{\circ}\text{C}$ als allgemein akzeptierte Größenordnung durchgesetzt. Die Belastung des Primärteichs (bei mehreren Teichen in Reihe) soll 40 kg/ha·d nicht überschreiten, um Geruchsprobleme zu vermeiden. Neben diesem Pauschalansatz sind Ansätze auf Basis des Rohrreaktormodells (Plug Flow) sehr verbreitet. Das mag auf den ersten Blick erstaunen, da beim intermittierenden Betrieb ein kontinuierlicher Abfluss nicht vermutet wird, allerdings erfolgt die Regelung des Abflusses im Wesentlichen über den Schönungsteich, wie auch aus Bild 5.8 erkennbar ist. Zumindest in der früheren UDSSR wurden die Teiche zudem mit einem großen Länge/Breite-Verhältnis von 20:1 zur Annäherung an den Plug Flow ausgelegt (Heaven et al., 2003).

Da bei kaltem Klima die Reinigungsprozesse über längere Zeiträume stark reduziert werden, sind für Fakultativteiche Aufenthaltszeiten von 120 – 150 d einzuhalten; es können aber auch Werte von 200 d vorkommen, um die Ablaufanforderungen einzuhalten zu können (U.S. EPA, 1983 und 2002). Die nachgeschalteten Schönungs-/Speicherteiche müssen wegen des

intermittierenden Betriebs auf entsprechende Größenordnungen von z. B. 6 – 12 Mon. ausgelegt werden (Heaven und Banks, 2005). Insgesamt weist das Gesamtsystem damit ein Mehrfaches an Aufenthaltsdauer und entsprechenden Flächenbedarf im Vergleich zu Anlagen in moderatem oder warmem Klima mit Gesamtaufenthaltszeiten von einigen Dutzend Tagen auf.

Abweichungen gibt es auch bei der Tiefe der Fakultativ- und Schönungsteiche, die in kaltem Klima deutlich größer anzusetzen ist (2 – 3 m), um Volumen für das Eis zu berücksichtigen (so berichten Heaven et al. (2003) von rund einem halben Meter Eis in Bergregionen in den USA bis hin zu Eisdicken von 1,2 m auf Teichen in Nordschweden und bis 2 m in Nord-Kanada). Zudem ist auch die erhöhte Schlammakkumulation bei kaltem Klima zu beachten, da der anaerobe Abbau im Schlammhorizont bei niedrigen Temperaturen geringer ausfällt (U.S. EPA, 2011). Middlebrooks et al. (1982) geben Werte von 0,25 – 0,4 m³/d pro 1.000 E für Kanada und Alaska an (was rund 0,09 – 0,15 m³/(E·a) entspricht, und damit deutlich über den Ansätzen für Deutschland und für wärmere Regionen von 0,03 – 0,09 m³/(E·a) in Tabelle 7.3 und Tabelle 7.4 auf S. 99 liegt).

5.5 Mikrobiologische Parameter

5.5.1 Grundsätzliche Hinweise

Wie in Kapitel 4.3.5 zur Wasserwiederverwendung bereits hingewiesen, kommt aufbereitetes Abwasser weltweit, vor allem in ariden Regionen, in großem Umfang vor allem für Bewässerungszwecke zum Einsatz. Zunehmende Wasserknappheit wird diesen Trend voraussichtlich weiter verstärken. Anderes als in Deutschland spielt vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung aus dem Teichablauf daher im internationalen Kontext häufig der Abbau bzw. die Verringerung mikrobiologischer Belastungen durch Bakterien, Viren, Helmintheneier etc. eine wichtige Rolle. In Anhang 1 werden relevante Mikroorganismen und internationale Qualitätsanforderungen an aufbereitetes Abwasser beschrieben; in Kapitel 8.3 zur Abwasserdesinfektion werden die Wirkungsmechanismen für den Abbau von Krankheitserregern in Teichen ausführlich beschrieben.

Der wesentliche Auslegungsparameter für dieses Behandlungsziel ist – analog zu dem oben gezeigten Abbau der organischen Fracht – die hydraulische Aufenthalts- bzw. Durchflusszeit in den Teichen. In den folgenden Abschnitten wird die Bemessung von Abwasserteichen im Hinblick auf die Reduktion von fäkalcoliformen Bakterien und Helmintheneiern exemplarisch erläutert.

5.5.2 Fäkalcoliforme Bakterien

Für die bakterielle Belastung stellen die fäkalcoliformen Bakterien (FC) eine der wichtigsten Indikatorbakteriengruppen (siehe Anhang 1) für die Beschreibung der Eliminationsraten in Teichanlagen dar. Zur Berechnung der Anzahl fäkalcoliformer Keime im Ablauf eines Teiches beschreibt Mara (2005) den auch von anderen Autoren vielfach zitierten Ansatz von Marais (1974), der auf dem Modell der vollständigen Durchmischung bzw. einer Rührkessel-

kaskade basiert (siehe Modelle in Kapitel 5.2). Für eine Kombination aus Anaerob- und Fakultativteichen gilt demnach:

$$N_e = \frac{N_i}{(1 + k_{1,FC} \cdot t_a) \cdot (1 + k_{1,FC} \cdot t_f)} \quad (5.12)$$

mit N_e (FC/100 ml) = Anzahl fäkalcoliformer Keime im Ablauf, N_i = Anzahl der fäkalcoliformer Keime im Zulauf (FC/100 ml) und t_a , t_f = Aufenthaltszeit (d) im Anaerob- bzw. Fakultativteich.

Die Reaktionskonstante für fäkalcoliforme Bakterien $k_{1,FC}$ (d^{-1}) wird in Abhängigkeit von der mittleren Temperatur T ($^{\circ}C$) im kühlgsten Monat des Zeitraums, in dem das Wasser verwendet und die Anforderungen eingehalten werden müssen ermittelt (also nicht unbedingt der Temperatur, die für die organische Fracht gemäß vorstehenden Kapiteln maßgebend ist):

$$k_{1,FC(T)} = k_{1,FC(20)} \cdot \Theta^{(T-20)} \quad (5.13)$$

Einige Referenzabbauraten und Temperaturkonstanten verschiedener Autoren sind in Tabelle 5.5 zusammengestellt. Alternativ verweist Davies-Colley (2005) anknüpfend an die Erkenntnis, dass Sonneneinstrahlung und pH-Wert einen maßgeblichen Einfluss auf die Desinfektionswirkung haben, auf Ansätze beispielsweise von Mayo (1995), bei denen diese Parameter direkt in die Berechnung der Abbauraten k eingehen. Diese Ansätze haben sich in der Praxis jedoch nicht durchsetzen können.

In Bild 5.9 sind von Haber (2007) auf Basis einiger Ansätze aus Tabelle 5.5 für ein Berechnungsbeispiel (Zulaufkonzentration $C_{0,FC} = 5 \times 10^7$ FC/100 ml, Aufenthaltsdauer $t = 12$ d) die rechnerische Anzahl fäkalcoliformer Keime im Ablauf eines fiktiven Fakultativteichs in Abhängigkeit der Temperatur dargestellt worden. Es muss darauf hingewiesen werden, dass sich die Ablaufkonzentration in dem Beispiel nur auf den Ablauf des Fakultativteiches beziehen und die Werte daher noch deutlich über den einschlägigen Grenzwerten liegen (siehe Erläuterungen in Anhang 2), da die weitere Reduktion erst in den nachgeschalteten Schönungsteichen stattfindet.

Tabelle 5.5: Referenzabbauraten $k_{1,FC(20)}$ (d^{-1}) und Arrhenius-Temperaturkonstanten Θ (-) verschiedener Autoren für fäkalcoliforme Bakterien in volldurchmischten Reaktoren (Haber, 2007; ergänzt)

Quelle	$k_{1,FC(20)}$	Θ	Teichtyp
Marais (1974) ¹⁾	2,6	1,19	Fakultativteich
Yáñez (2000)	2,6	1,07	Fakultativteich
Mara et al. (2001)	2,6	1,15	Fakultativteich
von Sperling (2005)	0,4 – 1,6	1,05	Fakultativteich mit $t = 10 - 20$ d
von Sperling (2005)	1,6 – 5,0	1,07	Fakultativteich mit $t = 20 - 40$ d
von Sperling (2007)	0,4 – 0,5	1,07	Fakultativteich
von Sperling (2007)	0,6 – 1,2	1,07	Schönungsteich ²⁾

1) Basierend auf Daten aus South Carolina.

2) Die für Schönungsteiche angegebenen Werte gelten für Teiche in Reihe, da Teiche mit Leitwällen durch das Modell der Volldurchmischung nicht gut abgebildet werden (von Sperling, 2007).

In Bild 5.10 ist ein exemplarischer Vergleich der vorgenannten Ansätze für eine Bemessungstemperatur von $T = 23\text{ °C}$ dargestellt. Wenn man ein Reinigungsziel von rund 10^6 FC/100 ml für den Abfluss aus dem Fakultativteich ansetzen würde (bei Annahme einer gewünschten Reduktion um 1 – 2 Log-Stufen, was eine übliche Größenordnung für einen Einzelteich darstellt) wird deutlich, dass eine solche Vorgabe aufgrund der resultierenden Aufenthaltszeit (im Beispiel $t > 20$ d im Abhängigkeit vom gewählten Ansatz) und dem sich daraus ergebenden Flächenbedarf einen signifikanten Einfluss auf die Dimensionierung eines Abwasserteichs haben kann.

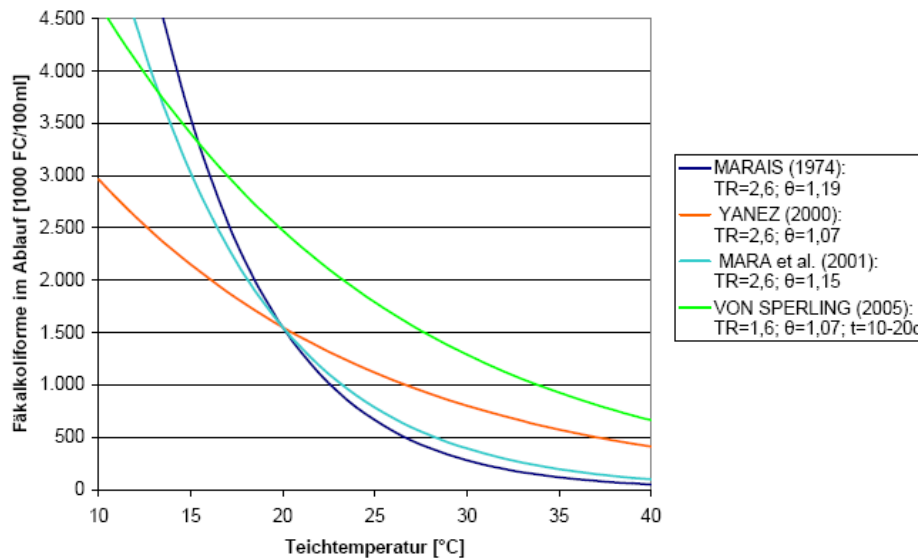


Bild 5.9: Vergleich der Anzahl fäkalcoliformer Keime im Ablauf eines volldurchmischten Fakultativteichs bei verschiedenen Berechnungsansätzen mit $t = 12$ d und $C_{0,FC} = 5 \times 10^7$ FC/100 ml (Haber, 2007)

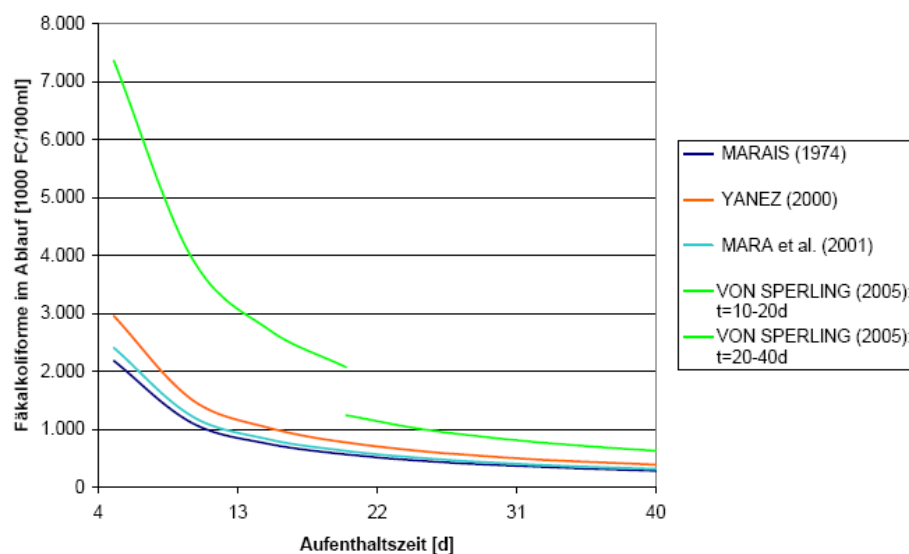


Bild 5.10: Vergleich der Anzahl fäkalcoliformer Bakterien im Ablauf eines volldurchmischten Fakultativteichs in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit bei verschiedenen Berechnungsansätzen mit $T = 23\text{ °C}$ und $C_{0,FC} = 5 \times 10^7$ FC/100 ml (Haber, 2007)

5.5.3 Enteroviren

Ergänzend zu den Bakterien wendet sich die Forschung zunehmend auch den Enteroviren zu, die sich außerhalb der lebenden Zelle zwar nicht vermehren können, aber über Monate überleben. Im Abwasserbereich spielen Viren trotz ihrer pathogenen Wirkungen jedoch vor allem aufgrund ihrer schwierigeren Bestimmung bisher eine vergleichsweise untergeordnete Rolle. Viren wird häufig ein ähnliches, leicht geringeres Reduktionsverhalten im Vergleich zu den bakteriellen Indikatoren unterstellt. Für den Bereich der konventionellen Kläranlagen gibt beispielsweise das AVT-M 205 (1998) an, dass Viren in ähnlicher Größenordnung wie fäkal-coliforme Bakterien, etwa um zwei Zehnerpotenzen, durch Adsorption an den Schlamm reduziert werden.¹ Im Schlamm weisen sie dann allerdings längere Überlebensdauern auf als Bakterien.

Für die Reinigungsleistung in Teichen geht Mara (2004) im Vergleich zu Reduktionsraten für konventionelle Kläranlagen von 1 – 2 Log-Stufen und für eine gut ausgelegte Abwasserteichanlage von bis zu 4 Log-Stufen aus. Detailliertere Angaben finden sich auch in Tabelle 8.1 (von Sperling, 2007) und Tabelle 8.3 (WHO, 2006).

Für wissenschaftliche Untersuchungen werden teilweise Bakteriophagen, also Viren, die Bakterien als Wirte nutzen, stellvertretend für das Verhalten von Viren benutzt, u. a. weil deren Bestimmung deutlich praktikabler ist (Davies-Colley, 2005).

Über den Virenabbau in Abwasserteichen gibt es aktuell Untersuchungen in Neuseeland (Weaver et al., 2010). Schon allein wegen der hohen Kosten für Viren-Untersuchungen geht der Autor der vorliegenden Arbeit jedoch davon aus, dass Viren als eigenständiger Bemessungs- oder Nachweispfad für Abwasserteiche kurz- bis mittelfristig keine praktische Relevanz erlangen werden, sondern Viren mittelbar über bakterielle Indikatororganismen mit ähnlichen Reduktionscharakteristika berücksichtigt werden.

5.5.4 Helmintheneier

Anders als bei Bakterien erfolgt die Entfernung von Wurm- bzw. Helmintheneiern sowie Zysten aus dem Abwasser nicht über biologische Prozesse sondern ausschließlich über Sedimentation auf den Teichgrund. Ausschlaggebender Parameter ist somit – wie für alle Sedimentationsprozesse – die hydraulische Aufenthaltsdauer in den Teichen (siehe z. B. Erläuterungen in Maynard et al., 1999; Mara, 2004; von Sperling, 2007).

Nach Ayres et al. (1992) lässt sich die prozentuale Entfernung R (%) von Wurmeiern in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit t (d) für Bemessungszwecke wie folgt ermitteln:

$$R = 100 \cdot \left(1 - 0,41 \cdot e^{(-0,49 \cdot t + 0,0085 \cdot t^2)} \right) \quad (5.14)$$

Zur Entfernung von Helmintheneiern lassen sich zwischen Anaerob-, Fakultativ- und Schöpfungsteichen laut Ayres et al. (1992) keine statistischen Unterschiede feststellen (da es sich

¹ Zur Frage, inwieweit bakterielle Indikatoren bei der Abwasserbehandlung stellvertretend auch für das Reduktionsverhalten von Viren herangezogen werden können (wie es in der Praxis derzeit mangels eigener Vorgaben für virale Parameter erfolgt) besteht noch anwendungsrelevanter Untersuchungsbedarf; dies ist jedoch keine Abwasserteich-spezifische Fragestellung.

lediglich um einen Sedimentationsprozess handelt), sodass die Gleichung für alle Teichtypen anwendbar ist. Für in Serie geschaltete Teiche (z. B. Anaerobteich – Fakultativteich – Schönungsteich) ergibt sich damit die Anzahl der Wurmeier im Ablauf E_e (Eier/l) bzw. die Gesamt-reduktionsrate R_t (%) zu:

$$E_e = E_i \cdot (1 - r_a) \cdot (1 - r_f) \cdot (1 - r_s)^n \quad (5.15)$$

$$R_t = 100 (1 - (1 - r_a) \cdot (1 - r_f) \cdot (1 - r_s)^n) \quad (5.16)$$

mit: E_i (Eier/l) = Wurmeier im Zulauf, $r_x = R_x/100$ mit Index x entsprechend den Einzelteichen;
n = Anzahl der Schönungsteiche (WHO, 2006)

Tabelle 5.6: Angaben verschiedener Autoren zu erforderliche Aufenthaltsdauern für eine vollständige Entfernung von Helmintheneiern (HE) bei Abwasserteichen (Cavalcanti, 2003)

Zeit zur HE-Entfernung (d)	Teichtyp und Maßstab	Zählmethode	Untersuchungs-ort	Literatur-quelle
2	AnP+FP (Pilotmaßstab)	Bailenger, angepasst von Ayres and Mara (1996)	Campina Grande, Pb, Brasilien	Pearson et al. (1996)
8	UASB+PP (Pilotmaßstab)	Bailenger, angepasst von Ayres and Mara (1996)	Itabira, MG, Brasilien	América, et al. (2000)
11	AnP+FP+MP (Pilotmaßstab)	nicht spezifiziert	Campina Grande, Pb, Brasilien	Mara und Silva (1986)
12.3	AnP+FP	Extrabes ⁽¹⁾	Campina Grande, Pb, Brasilien	Silva et al. (1996)
12.4	FP+MP (großtechnisch)	"A" ⁽²⁾	Dandora, Kenia	Grimason et al. (1996)
26.2	AnP+FP+MP+MP (großtechnisch)	"A" ⁽²⁾	Eldoret, Kenia	Grimason et al. (1996)
17.8	AnP+FP+MP (großtechnisch)	"A" ⁽²⁾	Nakura, Kenia	Grimason et al. (1996)
34	AnP+FP	nicht spezifiziert	Jordanien	Saqqar und Pescod (1991)

AnP = Anaerobteich (Anaerobic pond); FP = Fakultativteich (Facultative pond); MP = Schönungsteich (Maturation pond); (1) Methode wurde in Extrabes entwickelt; (2) beschrieben von Grimason et al., 1996

Typische Zulaufwerte für Wurmeier liegen in Entwicklungsländern bei $10^1 - 10^3$ Eiern/l. Das bedeutet, dass für einen Wurmei-freien Abfluss in Abhängigkeit des Zulaufwerts eine Reduktion von 1 – 3 Log-Stufen (90 – 99,9 %) erzielt werden muss (von Sperling, 2007). Für eine vollständige Entfernung von Wurmeiern gibt Mara (2004) basierend auf praktischen Erfahrungen für Teiche eine Mindestaufenthaltszeit von 5 – 15 d an. Cavalcanti (2003) hat von verschiedenen Autoren angegebene Mindestaufenthaltszeiten für einen vollständig Wurmei-freien Ablauf aus verschiedenen Teichsystemen zusammengestellt, siehe Tabelle 5.6. Die Werte liegen teilweise deutlich über den früheren WHO-Zahlen mit Mindestwerten von 8 – 10 d (WHO, 1989), was einer Reduktion von 2,17 – 2,5 Log-Stufen entspricht. Kritisch anzumerken ist, dass die Werte eine sehr große Bandbreite aufweisen und die Unterschiede möglicherweise auch auf die unterschiedlichen Probenvorbereitungen und Zählmethoden

zurückgeführt werden können, die mangels einheitlicher Vorgaben einen großen Einfluss auf die Ergebnisse haben.

Bei den in Abwasserteichanlagen üblichen, hohen Aufenthaltszeiten von mehreren Dutzend Tagen (z. B. 15 – 45 d bei Fakultativteichen, vgl. Tabelle 5.2 mit typischen Teichdaten) ergeben sich Eliminationsraten für Wurmeier von annähernd 100 %. Sie erfüllen damit i. d. R. ohne weitere Nachbehandlung die Anforderungen der aktuellen WHO-Guidelines (2006) von ≤ 1 Ei/Liter für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft. Epidemiologische Untersuchungen haben laut WHO (2006) gezeigt, dass die Anforderungen von ≤ 1 Ei/Liter bei Abwasserkontakt durch Kindern unter 15 Jahren nicht immer ausreichend sind, um die in der WHO-Guideline gestellten Gesundheitsschutzziele zu erreichen; in diesem Fall kann neben zusätzlichen Gesundheitsschutzmaßnahmen auch eine Absenkung auf $\leq 0,1$ Wurmeier/Liter vorgesehen werden, was sich durch Abwasserteiche ebenfalls erfüllen lässt.

5.6 Modellierung und Simulation von Teichanlagen

Auch wenn Abwasserteiche als ein einfach zu handhabendes Verfahren gelten, wird die modelltechnische Abbildung und dynamische Simulation der Abbauprozesse für die verschiedenen Zu- und Ablaufparameter und diversen Abwasserteichtypen bis heute bei weitem noch nicht in dem Maße beherrscht, wie es z. B. bei Belebungsanlagen zum Standard geworden ist. Zwar existieren zahlreiche stationäre Bemessungsansätze, aber insbesondere im Bereich der dynamischen Teichsimulation besteht noch deutlicher Entwicklungsbedarf. Bisher sind keine allgemein übertragbaren Standardreferenzen oder -berechnungsmodule für die dynamische Simulation von Abwasserteichanlagen verfügbar. (Lübken et al., 2010)

Wegen des Zusammenwirkens von unterschiedlichen Biozönosen (Algen und Bakterien) mit und ohne Lichteinfluss sowie von Sedimentationseffekten und den komplexen Austauschwirkungen in großen Wasserkörpern mit Schichtungseffekten gestaltet sich die Modellierung und Validierung häufig schwieriger als bei technischen Behandlungsverfahren mit abzugrenzenden und steuerbaren Randbedingungen (z. B. Belebungsanlagen mit verschiedenen, eindeutig definierbaren Reaktoren). Erstellte Teichmodelle sind daher bisher überwiegend nur für den jeweils individuell abgebildeten Abwasserteich einsetzbar.

Da die bekannten, auf reaktionskinetischen Kalkulationen beruhenden, Modellreaktoren wie ASM (Activated Sludge Model) und ADM (Anaerobic Digestion Model) auf dem Prinzip voll durchmischter Behälter basieren, muss z. B. bei der Modellierung von Fakultativteichen die zumindest zeitweise vorhandene thermische Schichtung im Teich (vgl. Darstellung in Bild 3.3 auf S. 11) durch die Kombination mehrerer entsprechend angeordneter Einzelreaktoren mit zusätzlichen Verknüpfungen zur Darstellung von Austausch- und Absetzprozessen abgebildet werden. Dabei besteht die Herausforderung, dass man die Prozesse in den einzelnen Schichten bzw. Zonen (aerob, anaerob, etc.) zwar gut modellieren kann, aber das Zusammenführen zu einem Gesamtergebnis und das Isolieren der wesentlichen einflussgebenden Parameter aufwändig ist. Auch wenn verschiedene Autoren von erfolgreichen Umsetzungen im Einzelfall berichten (Hobus, 2007; Gehring et al., 2010), weisen die vorliegenden Ansätze teilweise signifikante Abweichungen von Vergleichsbemessungen auf und sind jeweils mit einem umfangreichen Eingangsparametersatz für die lokale Situation zu kalibrieren (einschließlich Angaben zu Wind, Solarstrahlung, Zulauffraktionierungen etc.). Bei hohen Tem-

peraturen ab ca. 30 °C werden zudem größere Anpassungen der genannten Standard-Modellreaktoren notwendig.

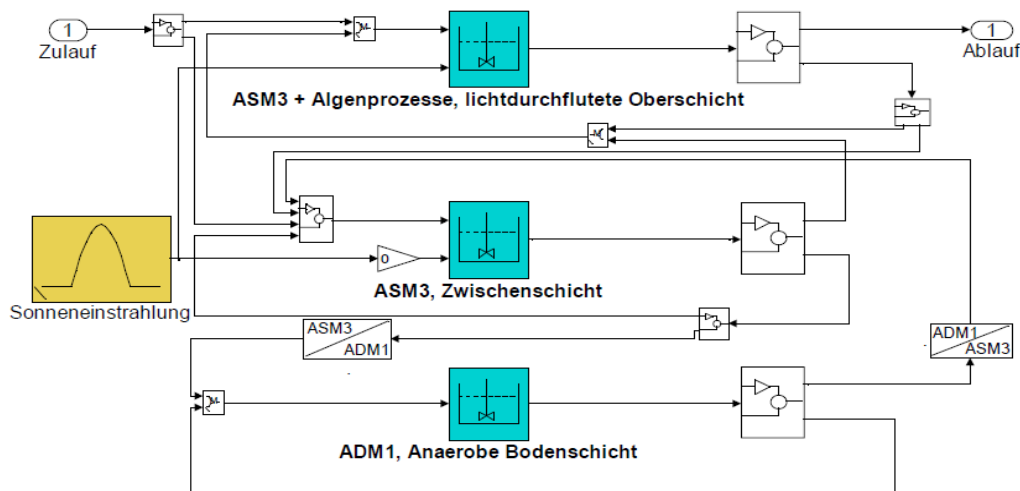


Bild 5.11: Beispiel für die Modellierung eines unbelüfteten Fakultativteichs in SIMBA mit hydraulischer Verschaltung zwischen den einzelnen Zonen innerhalb des Teichs (Lübken et al., 2010)

In Bild 5.11 ist exemplarisch die schichtweise Modellierung eines Fakultativteichs mittels ASM-Algen-Modell, ASM3 und ADM1 sowie Kopplung über Konverter dargestellt worden (Gehring et al., 2010; Lübken et al., 2010). Laut der Autoren ließen sich die verschiedenen Schichten relativ gut abbilden, auch Algenbildung und Lichteinfluss konnten berücksichtigt werden (das Licht hatte im Übrigen den größten Einfluss auf die Simulationsergebnisse). Die Verallgemeinerung eines solchen Teich-Modells stellt sich allerdings als schwierig dar, weil neben den biologischen Prozessen auch die hydraulischen Verhältnisse (Austausch zwischen den Schichten) je nach Teichkonstruktion (Länge/Breite-Verhältnis, Anordnung Zu- und Ablauf, Einbau Leitwälle im Teich etc.) individuell anzupassen und zu kalibrieren sind. Kritisch anzumerken ist auch, dass die Schichtung tages- und jahreszeitlich variabel ist und eine Übertragung auf Teiche mit einer Tendenz zum Plug-Flow-Verhalten oder einer verstärkten Quervermischung (beispielsweise aufgrund von eingebauten Leitwällen) nicht möglich ist.

Neben den vorgenannten Modellen zur dynamischen Simulation von Abwasserteichen gibt es im internationalen Umfeld mehrere Ansätze zur hydraulischen Analyse von Abwasserteichen auf Basis der vergleichsweise einfacheren 3D-CFD-Modellierung (CFD = Computational Fluid Dynamics). Durch Integration von Abbaufunktionen 1. Ordnung wird sie beispielsweise auch zur Vorhersage des Abbaus coliformer Bakterien in unterschiedlich gestalteten Teichen, auch mit Einbauten wie Leitwällen oder verschiedenen Zu- und Ablaufkonfigurationen sowie unter Berücksichtigung von thermischen Schichtungen oder isothermischen Verhältnissen im Wasserkörper, eingesetzt (Shilton und Harrison, 2003; Shilton und Mara, 2005b; Banda et. al, 2006). Einschränkend ist jedoch zu erwähnen, dass die Untersuchungen überwiegend auf messtechnisch gut ausgestatteten Versuchsanlagen aufbauen, sodass eine praxisgerechte Übertragbarkeit der Methode auf großtechnische Anlagen hier ebenfalls nur begrenzt möglich ist.

Ein grundsätzliches Problem bei allen Modellierungsuntersuchungen liegt in der meist schlechten Verfügbarkeit der maßgebenden Input-Daten für die Validierung der Modelle, da für Abwasserteichanlagen in der Regel deutlich geringere Datensets vorliegen, als bei den teilweise mit umfangreicher Messtechnik und Datenerfassung ausgerüsteten technischen Kläranlagen (bei üblichen Teichanlagen sind in vielen Ländern meist nur sehr begrenzte Daten über Zu- bzw. Ablaufmengen und nur wenige Qualitätsparameter wie BSB_x, CSB und E. coli verfügbar, wobei diese aufgrund der örtlichen Analysequalität auch nicht immer belastbar sind).

Zusammenfassend muss festgestellt werden, dass die Simulationsmodelle aufgrund der umfangreichen Vorarbeiten für ihren Einsatz zurzeit nur im akademischen Umfeld von Relevanz sind. Das gilt bei Abwasserteichen noch deutlich stärker als für konventionelle technische Kläranlagen, für die meistens bereits Standard-Modellbausteine existieren, die eine Anwendung stark vereinfachen. Für den Einsatz als Planungstool stehen in der Regel zu wenige belastbare Eingangsdaten für die Kalibrierung und Validierung der Modelle zur Verfügung. Als Werkzeug für ingenieurtechnisch-wissenschaftliche Optimierungen von Abwasserteichen, insbesondere zur Untersuchung von hydraulischen Effekten, stellt gerade die CFD-Modellierung jedoch einen geeigneten Ansatz dar.

5.7 Gestaltung

Im Gegensatz zu anderen stärker technisierten Abwasserbehandlungsverfahren gibt es bei Teichen im späteren Betrieb nur wenige Einflussmöglichkeiten auf die ablaufenden Prozesse (mangels Pumpen, Schiebern, Regelketten, internem Rücklauf etc.). Daher kommt der sorgfältigen Planung der Teichanlage im Vorfeld eine besondere Bedeutung zu – was oftmals vernachlässigt wird, wie die Auswertung weltweiter Teichanlagenbesichtigungen im Rahmen des BMBF-geförderten Vorhabens, das dieser Dissertation zugrunde liegt, gezeigt hat. Das gilt insbesondere für die Teichhydraulik, dem zentralen Element der Teichgestaltung. Wie im Folgenden gezeigt wird, können hier schon mit wenigen Optimierungsmaßnahmen signifikante Verbesserungen der Reinigungsleistung erzielt werden.

5.7.1 Allgemeine Anforderungen

Auch wenn naturnahe Verfahren wie Abwasserteiche sich durch verfahrenstechnische Einfachheit auszeichnen, sind für deren Planung, Bau und Betrieb fundierte Fachkenntnisse erforderlich. Eine zentrale Rolle spielt die richtige hydraulische Bemessung und Einschätzung der später im Betrieb vorhandenen hydraulischen Verhältnisse. Vielfach sind Fehlfunktionen, die vor Ort in unterschiedlichen Ländern analysiert wurden, nicht auf frachtmäßige Überlastung bzw. mangelnde Kapazität der Anlage zurückzuführen, sondern auf unkontrollierte hydraulische Kurzschlüsse oder mangelhafte Verteilung und Durchmischung in Bezug auf die sauerstoffreiche, euphotische Zone unter der Teichoberfläche o. Ä. Dies kann durch eine geeignete Gestaltung der Zulauf- und Ablaufsituation, Reihenschaltung von Teichen, Einbau von Leitwällen etc. sehr effektiv verhindert werden. Bei der Gestaltung von Teichanlagen ist daher allgemein zu beachten,

- dass die gewünschten Prozesse in den verschiedenen Teichtypen durch passende Wassertiefe und Konstruktion auch tatsächlich gewährleistet werden (z. B. Tiefe von Anaerobteich ≥ 3 m, von Algenteich aber $\leq 0,4$ m);
- dass mehrere einzelne Teiche grundsätzlich besser sind als ein einziger gleicher Gesamtgröße und verschiedene Verfahrensschritte bzw. Teichtypen strikt in getrennten Teichkörpern realisiert werden (wie bei den hydraulischen Modellen in Kapitel 5.2 erläutert, wird durch eine Rührkesselskaskade oder die Annäherung an das Rohrreaktormodell eine deutliche Verbesserung der Reinigungsleistung bei gleicher Teichfläche erzielt, andererseits ist eine gute Durchmischung des Primärteichs zur Verdünnung und Pufferung der Zulaufkonzentrationen sinnvoll);
- dass sich betriebliche Maßnahmen (Schlammräumung in der Regel in mehrjährigen Abständen; regelmäßige Reinigung der Oberfläche von übermäßigem Pflanzenbewuchs usw.) gut bewerkstelligen lassen; diesbezüglich könnte beispielsweise Mehrstraßigkeit sinnvoll sein, um einzelne Teich aus dem Regelbetrieb nehmen zu können;
- dass die Zufuhr von störenden Partikeln vermieden wird (deshalb wird grundsätzlich eine gut funktionierende mechanische Vorbehandlung, ggf. auch Rechen- bzw. Siebanlage empfohlen);
- dass die Begünstigung von Geruchsbildung oder die Brut von Insekten vermieden wird (z. B. durch krautfreie Ufergestaltung und Vermeidung von Stillwasserzonen).

Bezüglich Querschnittsgebung und Konstruktion sind im internationalen Kontext deutliche Abweichungen von typischen deutschen Anlagen zu beachten. Beispielsweise ist die in Deutschland bevorzugte naturnahe Ausgestaltung der Teichufer in Ländern mit Moskitoproblemen oder hohen Verdunstungsverlusten wenig hilfreich. Dort sind neben der Vermeidung von hydraulischen Toträumen eher befestigte, steile Böschungen (bis 1:1) ohne Bewuchs angeraten, um die für die Larvenablage bevorzugten Stillwasserbereiche zu minimieren. Siehe dazu auch Hinweise in Kapitel 7.5 zu typischen Betriebsproblemen.

Zur Unterstützung bei der praktischen Gestaltung und Planung von Abwasserteichen finden sich viele gute Planungshilfen in der internationalen Literatur: Exemplarisch kann für einen vertieften Überblick verwiesen werden auf eine von A. Shilton (2005) editierte IWA-Publikation mit Beiträgen von internationalen Teichexperten wie D. Mara, R. Craggs u. a, auf die anwendungsorientierten Publikationen von M. von Sperling (2007) und N. P. van der Steen (2003), Mara (z. B. 1997) und U.S. EPA (2013), auf die neuseeländischen Leitfäden zu Abwasserteichen von der NZWWA (2005) und zu Teichhydraulik von Shilton und Harrison (2003), sowie auf den auf betriebliche Aspekte abzielenden spanischsprachigen Leitfaden der GTZ aus Peru (2001). Auch das DWA-A 201 enthält zahlreiche hilfreiche Hinweise zu Auslegung und Betrieb von Teichen, ist aber bestimmungsgemäß sehr stark auf die deutschen Rahmenbedingungen fokussiert.

Im Folgenden werden exemplarisch verschiedene Punkte aufgegriffen, die bei Auslandsrecherchen immer wieder von Relevanz für Abwasserteichanwendungen waren.

5.7.2 Vorbehandlung

Wie viele Anlagenbegehungen mit Betriebsproblemen gezeigt haben, ist oftmals die Vorschaltung einer mechanischen Vorbehandlung sinnvoll, z. B. in Form eines robusten Feinre-

chens und einer Tauchwand, um Grob- und Schwimmstoffe vom Teichkörper fern zu halten, wo sie zu optischen Beeinträchtigungen und zu Geruchsbelastungen führen können. Gerade diese Belästigungen werden fälschlich als verfahrensspezifischer Nachteil von Abwasserteichen aufgeführt, der sich jedoch mit relativ geringem Aufwand beheben lässt.

Bei Problemen mit hohen Feststoffeinträgen kann zusätzlich zum Rechen die (in Deutschland oftmals übliche) Anordnung eines vorgeschalteten Absetzteiches oder die Abtrennung einer Schlammtasche im Zulaufbereich des ersten Teiches hilfreich sein. Wichtig ist hierbei die Verhinderung von Schlammabtrieb aus dem Absetzbereich in die nachfolgenden Teiche, beispielsweise durch Einbau von Tauchwänden und eine regelmäßige Entleerung, da der Abtrieb zu Rücklösevorgängen aus dem Schlamm führen kann. (Rameseder, 2011)

5.7.3 Nachbehandlung mit Filterdämmen

Der Ablauf aus Teichanlagen erfolgt in der Regel über eine Ablaufschwelle, die Algen nur unzureichend zurückhält. Bei hohen Algenkonzentrationen oder einem empfindlichen Vorfluter sollte daher vor dem Ablauf aus dem Schönungsteich eine bepflanzte Flachwasserzone oder besser noch ein Filterdamm aus Gesteinsschüttungen (engl.: Rock Filter) bzw. Schotter-, Kies- oder Sandfilter vorgesehen werden. Nachgeschaltet sind auch zusätzliche Anwendungen mit auswechselbaren Fließfiltern möglich. Die Filter dienen zur Verringerung partikulärer Stoffe, insbesondere des „Algen-SS“ und dem damit verbundenen BSB_5 . Laut Mara (2005) können rund 70 – 90 % des BSB_5 im Teichablauf Algen zugeschrieben werden, entsprechend führt eine signifikante Verringerung der Algenkonzentrationen direkt zu deutlichen Verbesserungen der Ablaufwerte für SS und BSB_5 bei unfiltrierter Probe. Middlebrooks et. al (2005) berichten aus mehreren Untersuchungen verschiedener Autoren von mittleren Ablaufwerten für SS in Größenordnungen von 9 – 30 mg/l.



Bild 5.12: Filterdamm vor dem Ablauf eines Fakultativteichs in Großbritannien (Mara, 2006a)

Zu beachten ist bei bepflanzten Flachwasserzonen im Umfeld der Filter, dass diese ggf. einen verstärkten Besatz mit Insektenlarven und resultierender Vermehrung von Moskitos fördern können. Daher sind eine weitgehende Abdeckung der Wasseroberfläche durch das Schüttgut sowie eine gute Durchströmung vorzusehen und ggf. aufkommende Ansammlungen von Sperrstoffen regelmäßig zu beseitigen. Für die hydraulische Auslegung empfehlen

Middlebrooks et al. (2005) eine Raumbelastung von $< 0,30 \text{ m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d}$ für 2 m tiefe Filter mit grobem Schüttgut (8 – 20 cm) und $0,15 - 0,30 \text{ m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d}$ für feines Schüttgut (1 – 2 cm) und raten zudem zur Anordnung eines höhenverstellbaren Abflusses, um bedarfsweise Einfluss auf die Einstauhöhe bei saisonalen Zulaufschwankungen oder bei Zusetzen des Filterkörpers nehmen zu können.

Die Anordnung von Filterdämmen erfolgt klassischer Weise beim Schönungsteich, ist aber auch bei Fakultativteichen sinnvoll. Mara (2006b, 2009) schlägt sogar vor, Rock Filter generell als integralen Bestandteil von Abwasserteichanlagen zu betrachten, analog zur Nachklärung bei Belebungsanlagen, da beide demselben Zweck dienen, dem Rückhalt der beim biologischen Prozess erzeugten Biomasse.

Filterdämme sind auch in bepflanzter und belüfteter Ausführung realisierbar. Bei Untersuchungen in Großbritannien hat Mara (2006b, 2009) gezeigt, dass belüftete Filter auch einen signifikanten Beitrag zur Ammonium-Elimination leisten (Vergleichsversuche mit Filtern hinter einem Fakultativteich zeigten beim belüfteten Filter ganzjährig Werte von $< 3 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$, während unbelüftete und bepflanzte Filter während der Winterzeit mehr als doppelt so hohe Werte lieferten).

5.7.4 Teichgeometrie

Da die Tiefe eines Teichs maßgeblichen Einfluss auf die in ihm ablaufenden Prozesse hat (z. B. anaerobe Umsetzung in oberflächenfernen Bereichen oder Photosynthese in Oberflächennähe), ist die Tiefe in Abhängigkeit der gewünschten Funktion zu wählen. Für die einzelnen Teichtypen werden in der Literatur Richtwerte angegeben, siehe z. B. in Tabelle 5.1 für deutsche Verhältnisse (DWA-A 201, 2005) und in Tabelle 5.2 für wärmere Klimazonen (von Sperling, 2007). Die Werte fallen u. a. aufgrund von klimatischen Randbedingungen (Frostwirkungen, Sonneneinstrahlung etc.) im Detail unterschiedlich aus.

Da neben der Photosynthese weitere Prozesse, wie Keimreduktion, Algenanreicherung oder Erhöhung des pH-Werts z. B. zur Intensivierung der Ammonium-Ausstrippung und P-Fällung, sonnenlichtabhängig sind, wird zur gezielten Steigerung dieser Effekte in besonderen Fällen mit sehr geringen (teilweise nur 0,2 – 0,8 m) Wassertiefen gearbeitet. Dies setzt jedoch ein geeignetes Handling mit dem vermehrten Algenwachstum voraus, wie das z. B. mit den in Kapitel 6.3 dargestellten, algenbasierten Teichsystemen gegeben ist.

Neben der Tiefe hat das Länge-zu-Breite-Verhältnis maßgebenden Einfluss auf die hydraulischen Zustände im Teich, vor allem in Hinblick auf die Vermeidung von hydraulischen Kurzschlüssen und Toträumen und die Annäherung an das Rohrreaktormodell (Plug Flow). Insbesondere für Schönungsteiche ist daher ein höheres L/B-Verhältnis anzustreben, das durch den Einbau von Leitwällen gesteigert werden kann (wie in Tabelle 5.2 angegeben, schlägt von Sperling sogar resultierende L/B-Verhältnisse von 5 bis über 10 vor).

5.7.5 Hydraulik

Die Teichhydraulik stellt einen wesentlichen – wenn nicht den wichtigsten – Einflussfaktor auf die Reinigungsleistung in Abwasserteichen dar. Die richtige hydraulische Auslegung und

Einschätzung der später im Betrieb vorhandenen Verhältnisse spielt daher eine maßgebende Rolle bei der Planung oder Optimierung von Teichanlagen. Die Gestaltung muss dabei vor allem die Verhinderung von hydraulischen Kurzschlüssen zum Ziel haben, z. B. durch geeignete Gestaltung der Zulauf- und Ablaufsituation, Reihenschaltung von Teichen, Einbau von Leit- bzw. Ablenkwälle etc., wie im Folgenden beschrieben wird:

- **Gestaltung des Zulaufs**

Die Gestaltung des Zulaufes hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit von Abwasserteichen. Einerseits ist insbesondere bei hohen Zulaufbelastungen eine turbulente Durchmischung von Substrat, Biomasse und Sauerstoff erwünscht, andererseits ist eine geeignete Dissipation der Strömungsenergie zu Vermeidung von hydraulischen Kurzschlüssen durch „Einschichten“ oder Zirkulationsbewegungen des Wasserkörpers („Mischwalze“) anzustreben (Leonhard und Dittrich, 1996). Im Hinblick auf eine bedeutende Effektivitätssteigerung reichen vergrößerte Zuläufe für eine Verringerung des Zuflussimpulses und damit z. B. einer Verlangsamung der Zirkulation im Teich bzw. einer Verzögerung von hydraulischen Kurzschlüssen alleine noch nicht aus. Nach Shilton und Harrison (2003) führt die Anordnung des Zuflussstroms entlang der Teichkante (siehe Bild 5.13) zu einer Verbesserung der Durchmischung. So wirkt die Teichbegrenzung wie ein Leitwall (Baffle) und kann – in Verbindung mit anderen Maßnahmen, wie z. B. einem Leitwall zur Ablenkung auf der gegenüberliegenden Seite, zu einer spürbaren Leistungssteigerung führen.

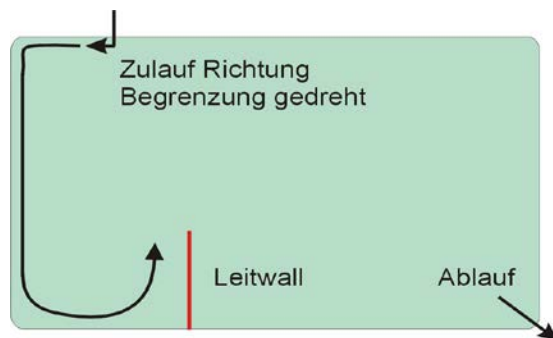


Bild 5.13: Teich mit angepasstem Zulauf und kurzem Leitwall (Shilton und Harrison, 2003)

Für Teiche mit vorbehandeltem Wasser kommen alternativ auch diffuse oder vertikale Zuflüsse infrage, deren Effektivität in Verbindung mit einer Einfassung durch kurze Leitwälle gesteigert werden kann, siehe Bild 5.14. Hierbei muss aber eine mögliche Beeinflussung durch Wind berücksichtigt werden.



Bild 5.14: Vertikaler Zulauf mit Leitwällen (Shilton und Harrison, 2003)

Die Erzeugung diffuser Zuläufe durch Aufteilung in mehrere Einläufe kann in manchen Fällen zu einer Reduzierung der Kurzschluss-Anfälligkeit führen, ist aber vergleichsweise kostenintensiv. Insbesondere für Primärteiche mit hoher Zulaufkraft ist zudem zu beachten, dass aus hydraulischer Sicht eine Verringerung der Zuflussgeschwindigkeit eigentlich von Nutzen ist, sich jedoch aufgrund des kleineren Zuflussimpulses auch die rasche Verteilung von organischer Fracht und Feststoffen in den Hauptteil des Teiches verringern kann.

- **Gestaltung des Ablaufs**

Nach Mara und Pearson (1998) sollten Abflüsse in anaeroben Teichen in 30 cm Tiefe (unterhalb der Schwimmstoffdecke) bzw. in fakultativen Teichen in 60 cm Tiefe (unterhalb der Algendecke und oberflächennahen thermischen „Einschichtung“ beim Winterbetrieb) sowie außerhalb des Fließweges des einlaufenden Schmutzwassers angebracht werden. Optimal wäre eine tiefenverstellbare Tauchwand, mit der auf jahreszeitlich unterschiedliche Strömungsverhältnisse im Teich reagiert werden könnte; jedoch hat sich dies in der Praxis nicht durchgesetzt.

Die Position des Ablaufs ist in Abhängigkeit von Typ und Position des Zuflusses sowie möglichen Leitwällen festzulegen. Mehrere, verteilte Abflüsse sind aus betrieblichen und Kostengründen meist nicht zu empfehlen. Für die Positionierung ist auch der Windeinfluss zu beachten, da ein vom Zu- zum Ablauf gerichteter Wind vor allem bei thermischen Schichtungen im Teichkörper während der Winterzeit zu einer verstärkten windinduzierten Kurzschluss-Drift zum Ablauf führen kann (Leonhard und Dittrich, 1996). Der Einfluss des Windes spielt insofern eine grundsätzliche, nicht zu unterschätzende Rolle bei der Gestaltung von Abwasserteichen.

Zur Abhaltung des Hauptstroms im Teich vom Abflussbereich (und damit zur Vermeidung von Kurzschlüssen) können um den Abfluss herum Wälle bzw. Begrenzungen angeordnet werden (Bild 5.15).

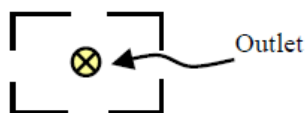


Bild 5.15: Abfluss begrenzt durch Leitwälle (Shilton und Harrison, 2003)

- **Reihenschaltung, Kaskadierung**

Wenn die Möglichkeit besteht, ist immer eine Kaskadierung bzw. Reihenschaltung mehrerer Teiche vorzusehen. Wegen der Vermeidung hydraulischer Kurzschlüsse aber auch aufgrund der in Kapitel 5.2 erläuterten Wirkungen aus der Reaktortheorie (deutlich bessere Reinigungsleistungen bei einer Rührkesselskaskade oder der Annäherung an die Pfropfenströmung als bei einem einzelnen volldurchmischten Rührkessel) weisen in Reihe geschaltete Teiche eine deutlich bessere Leistungsfähigkeit auf als ein einzelner Teich mit gleich großer Oberfläche. Somit können durch die Reihenschaltung im Vergleich zum Einzelteich verbesserte Ablaufwerte gewährleistet werden oder im Umkehrschluss die benötigte Fläche für ein vorgegebenes Reinigungsziel verkleinert werden.

Wie bei Leonhard und Dittrich (1996) anschaulich anhand der Abbaukurven erster Ordnung dargestellt, kann z. B. durch Aufteilung auf drei gleichgroße Teiche bei einem

90 %igen Abbau theoretisch das erforderliche Volumen halbiert werden. So haben auch de Oliveira et al. (1996) bei einer Pilotanlage mit 10 in Reihe geschalteten Teichen in Brasilien (22 – 23 °C Wassertemperatur) gezeigt, dass schon mit relativ geringen Aufenthaltszeiten von 13 d einschlägige hygienische WHO-Standards eingehalten werden. Aus den Daten lässt sich aber auch ablesen, dass spätestens nach dem 4. oder 5. Teich nur noch minimale Verbesserungen zu erzielen waren (da sich die Abbaukurven asymptotisch einem Maximum annähern), sodass Aufwand und Nutzen einer solch übermäßigen Kaskadierung meist nicht im Verhältnis stehen.

- **Anordnung von Leitwällen**

Ein wesentliches Element der hydraulischen Optimierung von Fakultativ- und Schönungsteichen stellt der Einbau von Leitwällen oder -wänden (engl.: Baffles) dar. Diese können nicht nur die hydraulische Situation im Bereich von Zu- und Abfluss verbessern, sondern die gesamte Leistungsfähigkeit des Teiches signifikant steigern. Versuche von Watters et al. (1973) zeigen, dass quer eingebaute Leitwälle in gleichen Abständen die Effektivität eines Teiches verbessern. Wälle über 70% der Breite des Teiches sind dabei leistungsfähiger im Vergleich zu Wällen mit 50% oder 90% der Breite. In Längsrichtung angebrachte Ablenkdamme führen zu ähnlichen Ergebnissen. Vertikal angebrachte Leitwände (abwechselnd in Oberflächennähe und am Boden) sind dagegen im Vergleich zu horizontalen weniger effektiv.

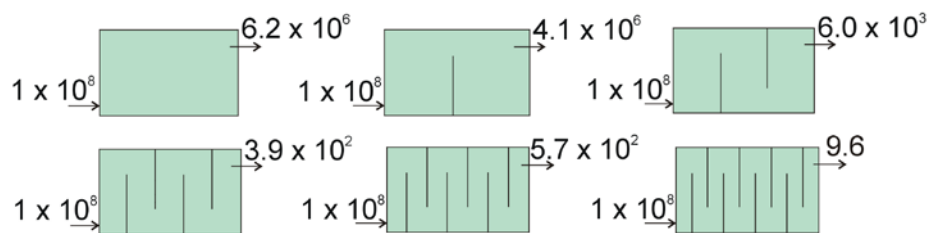


Bild 5.16: Einfluss der hydraulischen Verhältnisse auf die Reduktion coliformer Bakterien in einem Teich mit verschiedenen Anordnungen von quer angeordneten Leitwällen über 70 % der Teichbreite (Shilton und Harrison, 2003)

Shilton und Harrison (2003) kamen zum Ergebnis, dass mindestens zwei Ablenkdamme im Teich für eine signifikante Effektivitätssteigerung zu empfehlen sind. Wie in Bild 5.16 gezeigt, wurde bei der Verwendung von vier Wällen eine weitere Steigerung erreicht. Eine darüber hinausgehende Erhöhung der Reinigungsleistung durch zusätzliche Wälle ist zwar möglich, aber unter Kostengesichtspunkten abzuwägen.

Die beschriebene enorme Steigerung der Leistungsfähigkeit lässt sich auch gut über die Reaktortheorie erklären (siehe Modelle für Reaktionen 1. Ordnung in Kapitel 5.2): Durch den Einbau der Leitwälle wird der Teich immer stärker in Richtung einer Pfropfenströmung (Plug Flow) getrimmt, bei der sich auch in der Theorie durch Konzentrationsänderungen über den Fließweg (in diesem Fall ein fallender Gradient der Keimkonzentration) rechnerisch die besten Abbauleistungen erzielen lassen. Bei einer stärkeren Durchmischung, wie sie sich ohne Leitwälle einstellt, nähert sich der Teich einem Rührkesselmodell an. Da in diesem Modell konstante Konzentrationsverhältnisse im Reaktor herrschen, werden aufgrund des permanenten Zuflusses von hoch belastetem Abwasser

auch in der Theorie sehr große Volumina zur Erzielung der im Rohrreaktor erreichten niedrigen Ablaufkonzentrationen nötig. Hier decken sich Theorie und Praxis also sehr anschaulich.

In Primärteichen ist wegen des direkten Rohabwasserzuflusses eine Durchmischung erwünscht. Insbesondere in nachgeschalteten Schönungsteichen ist jedoch eine Pfropfenströmung anzustreben. Hier lässt sich grundsätzlich aus der Kenntnis der oben genannten Ergebnisse ableiten, dass der Verzicht auf den Einbau von Leitwällen eine bewusste Inkaufnahme von nicht realisierten Leistungssteigerungen gleichkommt und Leitwälle als ein Konstruktionselement standardmäßig in die Planung von Abwasserteichanlagen einfließen sollten.

5.7.6 Rezirkulation

Bei einigen weiterentwickelten Teichsystemen wie APS und PETRO (siehe Abschnitt 6.3) sind angelehnt an das Belebungsverfahren Abwasserrückführungen vorgesehen (Shipin und Meiring, 2005). Ziel einer Rezirkulation kann z. B. sein, algen- und sauerstoffreicheres Wasser in die hochbelastete Zone von Primärteichen einzubringen, eine Verdünnung der Zulauffrachten zu erzielen oder die Menge an suspendierter Algenmasse und leicht abbaubarem Substrat im System zu halten. Auch im Fall eines Upgrades von Teichanlagen können solche Ansätze zu einem stabileren Betrieb beitragen. Der Einsatz einer Rezirkulation ist aber in jedem Fall anlagenspezifisch abzuwägen, da er zwar per se zu einer Vergleichmäßigung der Zulaufschwankungen führt, aber nicht zwingend in einer signifikanten Verbesserung der Reinigungsergebnisse resultieren muss, wie Engemann und Bauer (2007) an praktischem Beispiel festgestellt haben.

5.7.7 Belüftung



Bild 5.17: Oberflächenbelüfter auf Abwasserteichanlagen (Fotos: Rudolph)

Für die Belüftung von Abwasserteichen ist nach DWA-A 201 (2006) der Sauerstoffverbrauch mit $OV_C \geq 1,5 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$ anzusetzen. In Abhängigkeit vom Belüftungsaggregat liegt der Sauerstofftrag in einer Größenordnung von $0,8 - 1,5 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$. Oberflächensysteme (Bild 5.17) stellen dabei die am weitesten verbreitete Art der Belüftung bei Abwasserteichanlagen

dar. Druckbelüftungssysteme, z. B. mittels perforierten Schläuchen oder Linienbelüftern, sind international auf wenige Anwendungsfälle beschränkt, da insbesondere die Befestigung von Systemen auf der Teichsohle konstruktiv aufwändig ist. Weil die Wassertiefen von belüfteten Teichen (1,5 – 3,5 m nach DWA-A 201; 2,5 – 4,0 m nach von Sperling, 2007) in der Regel deutlich geringer sind als beim Belebungsverfahren, können zudem die aus der Höhe der Wassersäule resultierenden Vorteile des besseren Sauerstoffeintrags der Druckbelüftung bei Teichen oftmals nicht vollständig genutzt werden.

Im Regelfall kommen keine zusätzlichen Rührwerke in den Teichen zum Einsatz, sodass die Belüftungssysteme auch die Funktion der (Teil-)Durchmischung des Wasserkörpers übernehmen. Anders als bei Belebungsanlagen ist jedoch keine Volldurchmischung vorgesehen und es verbleiben anaerobe Zonen im Teich. Eine Auslegung der Belüfter für eine mechanische Volldurchmischung würde ein Mehrfaches der Leistung benötigen, die für den alleinigen Sauerstoffeintrag nötig ist (Middlebrooks et al. (2005) gehen von einem rund 10-fach höheren Energieverbrauch in Abhängigkeit der Teichgeometrie etc. aus).

Nach DWA-A 201 (2005) ist für die Durchmischung eine Leistungsdichte von 1 – 3 W/m³ erforderlich. Um eine gewollte Sedimentationswirkung in den Teichen zuzulassen, empfiehlt von Sperling (2007) geringere Werte in einer Größenordnung von 0,75 – 1,5 W/m².

Zu berücksichtigen ist, dass Belüfter durch ihre Durchmischungswirkung immer einen massiven Einfluss auf die Teichhydraulik haben und eine unbedachte Platzierung von Belüftern zu Kurzschlussströmungen im Teich beitragen kann (Shilton und Sweeney, 2005).

Neben den „klassischen“ Oberflächenbelüftern (Bild 5.17) wird seit einiger Zeit auch der Einsatz schwimmender Unterwasserbelüfter mit Injektorsystemen oder von solarbetriebenen Anlagen diskutiert. Zu Vor- und Nachteilen und typischen Sauerstoffertragswerten der unterschiedlichen Belüftungssysteme wird auf die zahlreichen Publikationen und Herstellerangaben zu diesem Thema verwiesen.

Grundsätzlich zu beachten ist neben einer sicheren Verankerung der Systeme, dass für den Winterbetrieb zum Schutz der eingebauten Technik ggf. ein Einfrieren der Teichoberfläche zu verhindern ist. Falls Teichbelüftungen in sehr kalten Regionen zur Anhebung der geringen Sauerstoffkonzentration unter geschlossenen und beschneiten Eisdecken vorgesehen werden, sind diese meist besser als Unterwasserbelüftung auszulegen, da Oberflächenbelüfter bei langanhaltend starkem Frost einfrieren oder durch Eis Schaden nehmen können (U.S. EPA, 2011).

Vielfach wird der Einsatz von Oberflächenbelüftern weniger vor dem Hintergrund des Sauerstoffeintrags als zur Eindämmung von Schwimmpflanzen (z. B. Wasserlinsen) vorgesehen. Hierbei ist jedoch der hohe Energiebedarf zu berücksichtigen. Bei übermäßigem Einsatz der Belüfter in nicht dafür ausgelegten Teichanlagen kann es eventuell auch zu einer Überbelüftung mit erhöhten Nitratkonzentrationen kommen. Wenn der Schwimmpflanzenbewuchs zu keiner wesentlichen Verschlechterung der Ablaufwerte führt und die optischen Beeinträchtigungen hinnehmbar sowie auch ansonsten keine Leistungssteigerung der Teichanlage durch die Belüftung vonnöten ist, sollte daher der Verzicht auf solche Maßnahmen geprüft werden.

5.7.8 Automatisierung



Bild 5.18: Beispiel für eine Fernüberwachungsanlage in Searchlike, USA
(Foto: Rudolph)

Die Kombination des Lowtech-Verfahrens Abwasserteich mit automatisierter Fernüberwachung bietet Möglichkeiten zur Optimierung von Abwasserteichanlagen durch Zentralisierung der Überwachungsfunktionen, insbesondere bei abgelegenen Anlagen und hohen Personalkosten (Systemskizze in Bild 5.19). Die Tatsache, dass der Betrieb von Teichanlagen selten aktives Eingreifen durch Betriebspersonal erfordert, bietet eine gute Voraussetzung für den Einsatz der Fernüberwachung. Hinweise für die Auslegung von Betriebsüberwachungsprogrammen finden sich z. B. bei Mara (2004) und von Sperling (2007).

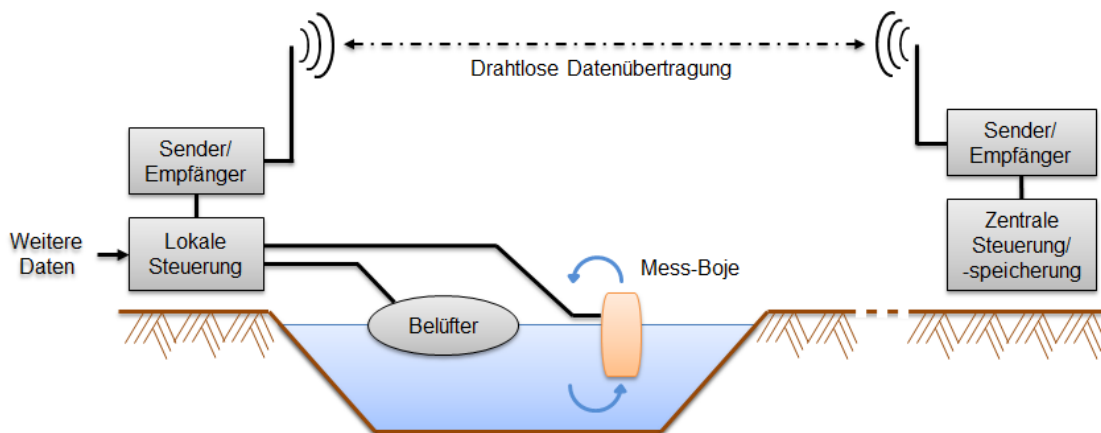


Bild 5.19: Überwachung einer Teichanlage per Datenfernübertragung

5.7.9 Betriebliche Infrastruktur und Anlagenanordnung

Je nach vorgesehenem Teichverfahren ist die Zugänglichkeit zu und auch in die Teiche nicht zuletzt für die spätere Schlammräumung und Wartungsarbeiten schon bei der Planung der Teiche für alle notwendigen Maschinen vorzusehen (DIN EN 12255-5, 1999). So sind in jedem Fall die Umfahrbarkeit und ggf. eine Begrenzung der Ausmaße der einzelnen Teiche schon bei der Planung zu berücksichtigen.

Bei der Anordnung von Betriebsgebäuden sollten mögliche Geruchsbelästigungen aus Anaerobteichen berücksichtigt werden, sofern solche vorhanden sind.

Unbelüftete Teiche sollten nicht durch Baumbestand beschattet werden (Verringerung der Photosynthese und zusätzliche organische Belastung durch Laub) und so angeordnet werden, dass ein ausreichender Windeinfall gewährleistet ist (Nowak und Heise, 2007).

5.8 Abgeleitete Optimierungsansätze für Teichkläranlagen

Bei der Gestaltung von Teichanlagen im internationalen Kontext sind die besonderen Randbedingungen in den Anwendungsregionen zu beachten. Wie die vorstehenden Abschnitte gezeigt haben, sind deutsche Ansätze und Erfahrungen allerdings nur begrenzt auf die Verhältnisse in Schwellen- und Entwicklungsländern und anderen klimatischen Regionen übertragbar.

Funktionsstörungen von Teichanlagen sind überwiegend in schlechter Konzeption oder Betriebsführung begründet. Neben der betrieblichen Optimierung (siehe Hinweise in Kapitel 7) kann durch nachträgliche, konstruktive Eingriffe die Reinigungsleistung von Teichanlagen oftmals signifikant und nachhaltig verbessert werden, ohne dass eine bauliche Erweiterung im Sinne einer Ausweitung von Teichfläche und -volumen notwendig wird. In den vorstehenden Kapiteln wurden dazu viele Hinweise gegeben. Als Beispiel können zusammenfassend z. B. folgende Maßnahmen genannt werden (siehe auch Bild 5.20):

- gute mechanische Vorbehandlung mit Feinrechen oder Absetzbereich,
- Änderung der Zu- und Ablaufanordnung in den Teichen,
- hydraulische Optimierung des Teichkörpers durch Einbau von Leitdämmen zur Erzielung einer Pfropfenströmung insbesondere bei Schönungsteichen,
- Verbesserung der Ablaufqualität (insbesondere bei Algenabtrieb) durch Anordnung eines Filterdamms vor dem Ablauf,
- Einbau von Umwälz- und Belüftungseinrichtungen in bisher unbelüftete Fakultativteiche,
- Integration einer Rezirkulation in das Teichsystem.

Die vier erstgenannten Punkte, vor allen die vergleichsweise einfache Berücksichtigung von verbesserten Zulauf- und Ablaufanordnungen sowie von Leitwällen sind beim Neubau von Abwasserteichanlagen zwingend zu prüfen (was in der internationalen Praxis aber leider immer noch unterbleibt).

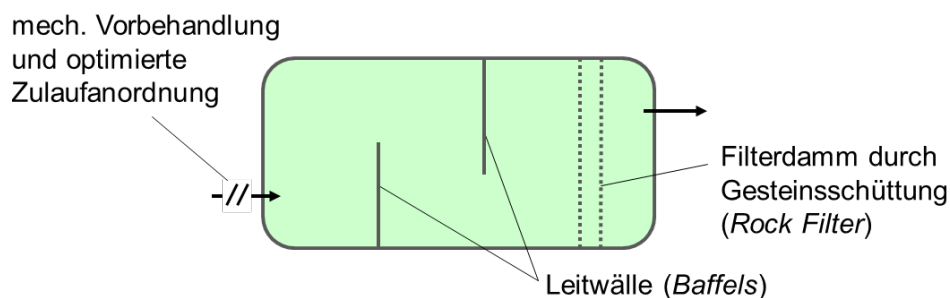


Bild 5.20: Beispiel für einfache Sanierungsmaßnahmen an einem Abwasserteich (Fuhrmann und Rudolph, 2007; modifiziert)

5.9 Fazit

Auch wenn noch weiterer Forschungsbedarf zum Verständnis der komplexen Prozesse in Abwasserteichen besteht, liegen aus fast allen Regionen der Erde umfangreiche empirische Erfahrungen zur Auslegung von Abwasserteichen vor, die ihren Eingang in ausgereifte Bemessungsansätze gefunden haben. Damit ist heute eine zielgerichtete und wirtschaftliche Dimensionierung von Teichanlagen in Bezug auf Kohlenstoff- und Nährstoffabbau ebenso wie für die Reduktion von fäkalcoliformen Indikatorbakterien bis hin zu Helmintheneier-freien Teichabläufen unter Berücksichtigung spezifischer klimatischer Randbedingungen möglich. Am Beispiel der Fakultativteiche wurde die Auswahl geeigneter Ansätze für internationale Bemessungsaufgaben aufgezeigt und zu beachtende Randbedingungen dargelegt.

Die Bemessung von Abwasserteichen muss immer aus einer Kombination der eigentlichen Dimensionierung (Ermittlung von erforderlicher Aufenthaltszeit, Fläche und Volumen mit empirischen bzw. kinetischen Ansätzen) sowie einer hydraulisch und betrieblich optimierten Gestaltung (Gesamtlayout, Einlauf, Ablauf, Leitwälle) bestehen. Gerade der zweite Teil wird häufig nahezu erstaunlich stiefmütterlich angegangen, wie zahlreiche Anlagenbegehungen in unterschiedlichen Ländern gezeigt haben. Dabei gibt es gerade im Bereich der Teichhydraulik –als wesentlichem und doch immer wieder unterschätzten Einflussfaktor auf die Reinigungsleistung in den Teichen – enorme Fortschritte, die oftmals eine hydraulische Optimierung mit einfachen Mitteln erlauben. Besonders hervorzuheben ist hierbei der Einbau von Leitwällen mit dem Ergebnis bemerkenswerter Leistungssteigerungen vor allem im Hinblick auf eine sichere Reduktion von mikrobiologischen Belastungen. Man kann heutzutage fast so weit gehen, den Verzicht auf den Einbau von Leitwällen als eine wesentliche Inkaufnahme von nicht realisierten Leistungspotenzialen zu bezeichnen. Sie sollten daher als Konstruktionselement standardmäßig in die Planung von Abwasserteichanlagen einfließen. Ähnliches gilt für Schüttgutfilter im Ablauf, die analog zur Nachklärung bei Belebungsanlagen als Systemkomponente in Betracht gezogen werden sollten.

Die Ausführungen zur starken Temperaturabhängigkeit der Abbauleistungen in Teichanlagen zeigen, dass die pauschalen Bemessungsansätze für Abwasserteiche in Deutschland erwartungsgemäß auf wärmere Klimazonen nicht zu übertragen sind.

6 Verfahrenskombinationen und Weiterentwicklungen

Teich plus X – auf Basis von Weiterentwicklungen der Teichtechnologie (Kap. 6.2) und Kombinationen mit anderen Behandlungsverfahren (Kap. 6.3) bieten sich im internationalen Kontext zahlreiche interessante Konzepte für die Abwasserreinigung an. Das gilt auch für sogenannte Stufenausbaukonzepte (Kap. 6.4) und die Integration mit der Wasserspeicherung (Kap. 6.5), auf die ergänzend eingegangen wird.

6.1 Entwicklungen in der Abwasserteichtechnologie

Aufbauend auf den in Kapitel 3 beschriebenen klassischen Teichtypen und -konfigurationen gibt es weltweit eine große Zahl von Weiterentwicklungen und Abwandlungen der Abwasserteichtechnologie. Erste wissenschaftliche Aktivitäten in diesem Bereich gehen bereits auf die 1950er Jahre zurück, z. B. von Oswald in den USA und Marais in Südafrika (Mara, 2009).

Neben der Optimierung der Prozesse in den Teichen finden sich oft Weiterentwicklungen als integrierte Systeme. Bei diesen werden gezielt die spezifischen Eigenschaften der Abwasserteiche, wie der geringe Betriebsaufwand und die vergleichsweise einfache Konstruktion, in Kombination mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren ausgenutzt und verbesserte Reinigungsleistungen oder zusätzliche Funktionalitäten erschlossen.

Nachfolgend werden dazu diverse Beispiele für Weiterentwicklungen, Kombination und spezielle Varianten der Teichtechnologie dargestellt, die einen Eindruck über die heute verfügbaren Anwendungsmöglichkeiten geben sollen.¹ Für tiefergehende Erläuterungen zu einzelnen Ansätzen wird auf die genannte weiterführende Literatur verwiesen.

Bei der Betrachtung von verfahrenstechnisch „upgegradeten“ Teichsystemen ist teilweise ein fließender Übergang zum Belebungsverfahren zu beachten – dieses dann in Erdbeckenbauweise, was fälschlich den Eindruck von Abwasserteichen erweckt. Das betrifft z. B. den Einsatz von Rezirkulationen in belüfteten Teichsystemen, das BIOLAK®-System (Belebungsverfahren in Erdbeckenbauweise) oder das unten genannte CWSBR-Verfahren (SBR-Verfahren mit beweglichen Folienabtrennungen in Erdbeckenbauweise).

6.2 Kombinationen mit anderen Behandlungsverfahren

Bei beengten Platzverhältnissen oder höheren Anforderungen an die Reinigungsleistung, z. B. das Erfordernis der Nitrifikation, können Abwasserteiche mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren kombiniert werden. Auch bei der nachträglichen Erweiterung oder Verbesse-

¹ Die zukunftsgerichtete Aufweitung der technologischen Anwendungsmöglichkeiten im Bereich der Abwasserteiche haben sich auch in der Umbenennung der seit 1987 tätigen IWA-Specialist-Group „Waste Stabilization Ponds“ niedergeschlagen, die seit Ende 2011 unter der neuen, deutlich offeneren Bezeichnung „Wastewater Pond Technology“ geführt wird.

rung der Reinigungsleistung bestehender Abwasserteichanlagen und für die Anpassung an große saisonale Schwankungen eignen sich Kombinationslösungen. (DWA-A 201, 2005; Shipin und Meiring, 2005; Shilton, 2005; U.S. EPA, 2011)

In Deutschland beschränken sich die Kombinationen überwiegend auf die Zwischenschaltung von Biofilmverfahren wie Tropf- oder Tauchkörper. Dies wird auch durch die alleinige Berücksichtigung von Biofilmreaktoren im DWA-Arbeitsblatt 201 manifestiert. In den letzten Jahrzehnten gab es in Deutschland nur vereinzelte innovative Ansätze, wie z. B. das „Lagoon-MEMB“-Projekt mit einer nachgeschalteten Membranbelebungsanlage (Ante et al., 2007). Im internationalen Umfeld existieren dagegen zahlreiche weitere Kombinationslösungen und Hybridsysteme mit vor-, zwischen- und nachgeschalteten Behandlungsstufen, wie die nachfolgende Zusammenstellung zeigt. Die Auflistung ist jedoch längst nicht vollständig, da ständig neue (und teilweise patentrechtlich geschützte) Weiterentwicklungen auf den Markt drängen (siehe z. B. auch aktuellere Publikationen wie U.S. EPA, 2011).

- **Mechanische Vorbehandlungsstufen**

Eine Vorschaltung mechanischer Behandlungsverfahren, z. B. Grob- und Feinrechen zum Grobstoffrückhalt oder Tauchwände zum Rückhalt von Schwimmstoffen, empfiehlt sich als Maßnahme zur Verbesserung der betrieblichen Zustände und zur Verhinderung von ästhetischen und Geruchsproblemen in den Teichen und ist daher bei größeren Teichkläranlagen immer in Betracht zu ziehen.

- **UASB-Reaktor als Vorbehandlungsstufe zum Kohlenstoffabbau**

Die Kombination von UASB-Reaktor (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) und Abwasserteichen wird vor allem in Brasilien praktiziert, da beide Verfahren in einem Schwellenland betrieblich gut handzuhaben sind und in den tropischen Regionen die notwendigen Temperaturen für einen effizienten Anaerobbetrieb vorliegen.

Nach dem Kohlenstoffabbau im vorgeschalteten UASB-Reaktor mit einem BSB_5 -Abbau von 60 – 80 % (von Sperling, 2007) erfolgt anschließend in den Teichen die Reduktion der restlichen Kohlenstofffracht sowie von Nährstoffen und pathogenen Mikroorganismen. Die Teiche werden wegen der geringen organischen Fracht aus dem UASB meist direkt als Schönungsteiche ausgelegt, die im Fall des direkten Zuflusses aus dem Anaerobreaktor auch als „Polishing Ponds“ bezeichnet werden (Cavalcanti, 2003; von Sperling und Chernicharo, 2005; von Sperling, 2007). Sinnvoll kann ggf. die Vorschaltung eines Vorklärteichs sein, um den Zulauf von partikulären und Störstoffen zu verhindern, aber dem UASB trotzdem ausreichend gelösten CSB zuzuführen (Rudolph und Bombeck, 2010).

Der UASB-Reaktor ermöglicht eine Nutzung des anfallenden Biogases. Problematisch ist allerdings der Austrag von im Ablauf gelösten CH_4 , das in den Teichen freigesetzt wird. Die strittige Frage nach dem Umgang mit den klimarelevanten Emissionen stellt ein wesentliches Hemmnis für die Anwendung der ansonsten unter kosten- und betrieblichen Gesichtspunkten günstigen Verfahrenskombination dar.

- **Integration von Aufwuchsflächen in die Teiche**

Leitwälle in Teichen sorgen nicht nur für eine Verbesserung der hydraulischen Verhältnisse, sondern bieten auch zusätzliche Besiedlungsfläche für Bakterien, Algen und ande-

re Mikroorganismen. Middlebrooks et al. (2005) und Pearson (2005) verweisen auf diverse Untersuchungen, nach denen Aufwuchsflächen in Teichen zu einer Verbesserung des BSB₅- und Stickstoff-Abbaus aber auch der Keimreduktion führen (kritisch anzumerken bleibt jedoch die Frage, ob der Effekt des Bewuchses von Leitwällen wirklich einen signifikanten Effekt hat im Vergleich zu den hydraulischen Wirkungen von Leitwällen, wie sie in Kapitel 5.7.5 beschrieben werden).

Die von Tauchkörpern in anderen abwassertechnischen Anwendungen bekannte Bereitstellung von Aufwuchsflächen wird auch in Anwendungen genutzt, bei denen schwimmende oder an Leinen befestigte Materialien (Streifen von Kunststofffolien oder Geotextilien) teilweise in Kombination mit einer technischen Belüftung zum Einsatz kommen. Insbesondere wird von einer verstärkten Nitrifikationsleistung bei Anwendung von Aufwuchsflächen in der oberflächennahen, euphotischen Zone berichtet, bei der Algen einen Teil des Biofilms ausmachen und für aerobes Milieu sorgen (das nachts ggf. durch zusätzliche Belüftung aufrecht erhalten werden kann) (Craggs et al., 2000).

- **Integration von Biofilmreaktoren**

Die Kombination von Abwasserteichen mit Biofilmverfahren stellt den Klassiker unter den Verfahrenskombinationen dar (und wird auch im deutschen Regelwerk für Ausbaugrößen von mehreren 100 E bis 3.000 E berücksichtigt, siehe DWA-A 201, 2005). Die Integration der Biofilmverfahren zielt darauf ab, den Kohlenstoffabbau in den Teichen durch das auf Nitrifikation zu bemessende Biofilmverfahren um einen gezielten Nährstoffabbau zu ergänzen. Meistens bestehen die Anlagen aus Absetzteichen in Kombination mit einem Tropfkörper, Rotationstauchkörper, getauchtem Festbett oder bewachsenen Bodenkörper sowie einem Nachklärteich, und macht eine spezielle Konfiguration der Gesamtanlage notwendig. Wird der Ablauf aus Tropf- oder Scheibentauchkörpern über einen Absetzteich geführt, ist dort auch eine teilweise Denitrifikation möglich (DWA-A 201, 2005).

- **Integration von Lamellenseparatoren in die Teiche**

Als Element zur Leistungsoptimierung bestehender Teichanlagen ist auch der Einbau von Lamellenseparatoren oder vergleichbarer Plattenabscheider vorstellbar (Rudolph, 2005). Durch eine Anordnung beispielsweise im Ablauf von Schönungsteichen könnte auf diese Weise eine Erhöhung der Partikelabscheidung auf kleinerem Raum und mit geringerer Aufenthaltszeit realisiert werden. Praktische Anwendungen und Erfahrungen insbesondere in Bezug auf die Abscheidung der suspendierten Algen sind dem Autor bisher nicht bekannt.

- **Kombinationen mit Membransystemen**

Die Kombination von Abwasserteichen und Membranverfahren ist eine selten praktizierte Variante, weil der teichspezifische Vorteil des einfachen Betriebs bei geringen Kosten durch die Kombination mit technologisch anspruchsvollen Membransystemen verloren geht. Von Hegemann et al. (2006) wurde eine Pilotanlage in der Türkei wissenschaftlich begleitet, bei der hygienisch aufbereitetes Ablaufwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung zum Einsatz kam. Mit den Membranen konnte ein bakterienfreier Ablauf und eine Verringerung der erforderlichen Teichfläche durch Erhöhung der Biomassenkonzentration in den belüfteten Teichen erzielt werden. Allerdings zeigte sich einschränkend

auch ein sehr hoher betrieblicher und kostenmäßiger Aufwand sowie das Erfordernis einer entsprechenden Schulung des Personals.

In Deutschland wurde ein ähnliches Konzept im Rahmen des „Lagoon-MEMB“-Projekts mit einer Demonstrationsanlage im Saarland für die Aufbereitung von kommunalem Abwasser bis auf Brauchwasserqualität großtechnisch umgesetzt. Die für 700 E ausgelegte Anlage besteht aus einem belüfteten Abwasserteich mit zusätzlicher Regenwasserspeicherfunktion und einer nachgeschalteten Belebungsanlage mit getauchten MF-Hohlfasermembranen zur Biomasserückhaltung, stellt also eine Kombination von Teich und MBR-Anlage dar. Der Teich dient dem Grobstoffrückhalt, einer biologischen Teilreinigung, der Speicherung von Klärschlamm und als Aufstauvolumen für Regenwasser (Ante et al., 2007). Bei einem mittleren spezifischen Stromverbrauch von $1,38 \text{ kW/m}^3$ unterschreitet die Anlage sowohl die Anforderungen nach AbwV als auch die mikrobiologischen Anforderungen nach Badegewässerrichtlinie sehr deutlich (Hasselbach und Vollerthun, 2010). Bei entsprechend hohen Anforderungen an die Wasserqualität könnte das Verfahren daher für ländliche Gemeinden eine Möglichkeit zur Wasserwiederverwendung als Brauchwasser darstellen.

Möglicherweise bieten auch Ansätze für kompakte MBR-Anlagen langfristig interessante Perspektive (siehe z. B. im MOSA-Forschungsprojekt¹), hier besteht aber noch weiterer Anpassungsbedarf. Vor dem Hintergrund der Kosten für die Membransysteme in den beiden genannten Beispielen und der teilweise deutlichen Übererfüllung der Reinigungsziele bei der deutschen Anlage ist derzeit allerdings kritisch anzumerken, ob nicht eine Kombination von belüftetem Teich und großzügig ausgelegten Schönungsteichen eine Alternative darstellen würde, die zwar deutlich schlechtere Ablaufwerte produzieren, aber bei erheblich geringeren Kosten voraussichtlich trotzdem die geforderten Werte einhalten würde.

- **Integration von Filterdämmen und Schüttgutfiltern**

Filterdämme, Perkolfationsfilter, Gesteinsschüttungen oder ähnliche Konstruktionen eignen sich neben der Filterwirkung auch als Dämme zur Kaskadierung von Teichen sowie im Ablaufbereich der Teiche zur Verminderung von Algenabtrieb resp. zur Verbesserung der Ablaufqualität, siehe Erläuterungen in Kapitel 5.7.3 zur Nachbehandlung mit Filterdämmen.

- **Nachgeschaltete Pflanzenkläranlage bzw. bepflanzte Bodenfilter**

Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche ähneln sich als naturnahe Verfahren in Bezug auf hohen Flächenbedarf, geringe Anforderungen an den Betrieb und vergleichbare Reinigungsleistungen im Vergleich zu technischen Behandlungsverfahren. Pflanzenkläranlagen eignen sich jedoch nur für vorbehandeltes Abwasser, sind also als nachgeschaltete Stufe hinter einem (Primär-)Abwasserteich denkbar.

Abgesehen von der üblichen Verwendung von Absetzteichen als Vorbehandlungsstufe für Pflanzenkläranlagen (DWA-A 262, 2006; Nowak und Heise, 2007), die aber keine klassische Abwasserteichanlage im hier betrachteten Sinne darstellt, findet diese Kombi-

¹ www.iwrm-southafrica.de.

nation in der Praxis jedoch selten Anwendung. Das hängt damit zusammen, dass durch ausgetragene Algen belastete Abflüsse aus Abwasserteichen zwar durch nachgeschaltete Pflanzenkläranlagen bzw. bepflanzte Bodenfilter weiter verbessert werden können, für eine darüber hinausgehende Verbesserung der Ablaufqualität (insbesondere im Hinblick auf Keimreduktionen) diese Anordnung allerdings nur begrenzt Sinn macht: da gerade in gemäßigten und tropischen Einsatzgebieten der spezifischer Flächenbedarf von Pflanzenkläranlage tendenziell höher ist als der von (Sekundär-)Abwasserteichen, würde eine Vergrößerung der Teichfläche die effizientere Lösung darstellen. Das gilt insbesondere dann, wenn man auch den erhöhten betrieblichen Aufwand für das Abernten der Bepflanzung berücksichtigt. Die Reduzierung von Algen und suspendierten Stoffen im Ablauf kann vergleichbar auch über die Anordnung der vorstehend genannten Ablauffilter und Filterdämme erzielt werden. (Mara, 2004 und 2006c)

- **Nachgeschaltete Desinfektionsstufe**

Die Anwendung technischer Desinfektionsverfahren wie die UV-Bestrahlung bei erhöhten mikrobiologischen Anforderungen an die Ablaufqualität wird in Kapitel 8 zur Abwasserdesinfektion ausführlich beschrieben.

- **Nachgeschaltete Verrieselung**

Die Verrieselung kommt nur in Einzelfällen (z. B. Canterbury, Neuseeland) als Weiterbehandlungsstufe bzw. zur Entsorgung des Ablaufwassers bei nicht ausreichender Vorflut zum Einsatz.

- **Kombination mit Abwasserspeicherung**

Der Schritt vom Schönungsteich zum Wasserspeicher wird oftmals bei Nutzung des Ablaufwassers gegangen, um diskontinuierlichen Verbrauch auszugleichen zu können; siehe hierzu die ausführlichen Erläuterungen in Kapitel 6.5.

Bei Ergänzung von Teichsystemen um andere Verfahrensstufen ist zu berücksichtigen, dass ggf. weitere Komponenten nötig werden. So ist beispielsweise für den sicheren Betrieb von Biofilmreaktoren oder Membrananlagen die Anordnung eines (Fein-)Rechens im Zulauf vorzusehen. (DWA-A 201, 2005)

6.3 Weiterentwickelte Teichsysteme und Sonderbauformen

6.3.1 Algenteiche

Abgesehen von Anaerobteichen basiert die Abwasserreinigung in Teichanlagen auf einer Kombination aus Algen- und Bakterienbiologie, dem Algen-Bakterien-Mutualismus, wie er in Bild 3.4 auf S. 12 dargestellt ist. Algen kommen in Abwasserteichen in großer Speziesvielfalt vor. Da bei zunehmender organischer Belastung die Diversität abnimmt (Pearson, 2005), findet sich insbesondere in den wenig belasteten Schönungsteichen ein besonders großes Vorkommen unterschiedlicher Algenspezies. In Tabelle 6.1 ist eine exemplarische Aufstellung für unbelüftete und für Schönungsteiche wiedergegeben.

Die Algenkonzentration in einem Fakultativteich liegt nach Mara (1997) bei ordnungsgemä- ßem Betriebszustand in Abhängigkeit von Zuflussbelastung und Temperatur üblicherweise in einem Bereich von 500 – 2.000 µg Chlorophyll *a* pro Liter. Laut Pearson (2005) nimmt mit steigender organischer Flächenbelastung in Fakultativteichen nicht nur die Diversität, son- dern auch die Algenbiomasse ab; dieser Effekt wird in flachen Teichen stärker beobachtet als in tiefen Teichen. Bei hohen Belastungen setzen sich zulasten anderer Algenspezies zunehmend Flagellata-Gattungen (Geißeltierchen) durch, die besser an hohe Belastungen angepasst sind. Pearson (2005) führt verschiedene Quellen auf, nach denen vermutlich nicht die hohe organische Belastung selbst für die Menge und Diversität der Algenspezies verant- wortlich ist, sondern die damit verbundenen Ammonium- und Sulfid-Konzentrationen, die zu toxischen Verhältnissen in den Algenzellen führen können. Daraus lässt sich folgern, dass zur Unterstützung einer ausgewogenen Algenbiozönose oder zur Erzielung eines intensivie- ren Algenwachstums in einem Teich übermäßige Frachtbelastungen zu vermeiden sind.

Tabelle 6.1: Übliche Algenspezies in Fakultativ- und Schönungsteichen, zusammengestellt nach Mara (2006a) und Pearson (2005)

Alge	Fakultativteiche	Schönungsteiche
Euglenophyta:		
<i>Euglena</i> ^{*E}	+	+
<i>Phacus</i> ^{*E}	+	+
Chlorophyta:		
<i>Chlamydomonas</i> ^{*E}	+	+
<i>Chlorogonium</i> [*]	+	+
<i>Eudorina</i>	+	+
<i>Pandorina</i> [*]	+	+
<i>Pyrobotrys</i> [*]	+	+
<i>Ankistrodesmus</i>	–	+
<i>Chlorella</i> ^E	+	+
<i>Micratinium</i>	–	+
<i>Scenedesmus</i> ^E	–	+
<i>Selenastrum</i>	–	+
<i>Carteria</i> [*]	+	+
<i>Coelastrum</i>	–	+
<i>Dictyosphaerum</i>	–	+
<i>Oocystis</i>	–	+
<i>Rhodomonas</i>	–	+
<i>Volvox</i> [*]	+	–
Chrysophyta:		
<i>Navicula</i>	+	+
<i>Cyclotella</i>	–	+
Cyanobacteria ^{**} :		
<i>Oscillatoria</i>	+	+
<i>Arthospira</i>	+	+
<i>Spirulina</i>	–	+

Notes: + vorhanden; – abwesend; * freibeweglich; ** photosynthetische Prokaryoten, vorhanden bei hoher Leit- fähigkeit; ^E Alge wurde von Abis (2002) in Primär-Fakultativteichen in Esholt, Bradford, gefunden (Mara, 2006a).

Gezielte Kultivierung der Algen

Während vermehrtes Algenaufkommen bei Teichanlagen in Deutschland ausschließlich als Betriebsproblem wahrgenommen wird, gibt es weltweit mittlerweile diverse Ansätze für eine gezielte Nutzung der Algenbiomasse bzw. der Wirkungen der Algenbiozönose, wie in Kapitel 9 zu zusätzlichen Nutzenpotenzialen von Teichanlagen ausführlich aufgezeigt wird.

Die praktische Handhabbarkeit von Algenteichen galt jedoch lange Zeit als kaum beherrschbar, weil sich die Separation der suspendierten Algenbiomasse vom Teichablauf als technisch schwierig erwiesen hatte: Da Algen sehr klein sind ($< 20 \mu\text{m}$) und eine ähnliche Dichte wie Wasser ($1,08 - 1,13 \text{ g/ml}$) (Lavoie und de la Noue, 1986) sowie eine negative Oberflächenladung (Moraine et al., 1979) aufweisen war eine einfache Sedimentation nur begrenzt möglich, die Flotation aufwendig und eine Filtration erwies sich als schwierig wegen der Verstopfung der Filter. Entsprechend problematisch war die Sekundärverschmutzung des Teichablaufs durch verstärkten Abtrieb von Algenmasse bei der Algenanreicherung im Teich.

FuE-Ansätze u. a. aus Südafrika, Neuseeland und den USA zeigen jedoch seit einigen Jahren, dass eine praxisrelevante Algenkultivierung durch gezielte Gestaltungen und betriebliche Maßnahmen im Algenteich möglich ist. Diese Maßnahmen umfassen z. B.:

- geringe wirksame Wassertiefen von nur $0,1 - 0,8 \text{ m}$ (und damit unter den sonst für unbelüftete Teiche üblichen Werten von $0,8 - 2,0 \text{ m}$); dabei treten schlechter separationsfähige Algen teilweise in geringerem Maße auf;
- ein schonender Umgang mit den Algen, z. B. durch langsam laufende paddelförmige Umwälzsysteme anstelle schnell drehender Rühraggregate, durch die die Algenflocken zerstört werden würden;
- eine gezielte Anreicherung separationsfähiger Algenspezies im Teich durch Verwendung spezieller Absetzbecken oder kegelförmiger Sedimentationseinheiten, in denen sedimentationsfähige Algen gesammelt und in den Algenteich zurückgeführt werden (angelehnt an den Rücklaufschlamm beim Belebungsverfahren). Alternativ wäre theoretisch auch die Anreicherung flotierbarer Algen durch Flotationseinrichtungen oder MBR-Systeme denkbar, was sich in der Praxis bislang jedoch nicht durchgesetzt hat.

Gerade der letztgenannte Punkt trägt zu einer deutlich verbesserten Erntefähigkeit der Algen bei. Wie z. B. Untersuchungen von Park et al. (2010) in Neuseeland gezeigt haben, kann durch die Rückführung von sedimentierten Algen (Rezirkulationsquote ca. 8 %) die gezielte Anreicherung von besser absetzbaren, koloniebildenden Algenspezies gesteuert werden. So lässt sich der Anteil an einzellige Algenspezies wie *Chlorella* sp. zurückdrängen, zugunsten der Dominanz von koloniebildenden Arten wie *Pediastrum* sp. mit erzielbaren Anteilen von über 95 % in der Rezirkulation, wodurch die Abtrennbarkeit der Algen im Ablauf auf $> 85 \%$ deutlich verbessert werden kann. Gefördert wird dieser Effekt auch durch die Bildung von Flocken $> 200 \mu\text{m}$ aus Algenkolonien und Bakterien.

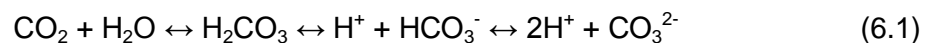
Die verbesserten Erkenntnisse zum Umgang mit Algen haben auch Eingang in weiterentwickelte algenbasierte Teichsysteme gefunden, wie High-Rate Algal Ponds (HRAP) oder Advanced Pond System (APS), wie sie im nachfolgenden Kapitel 6.3.2 erläutert werden.

Die Entwicklung praxistauglicher Anwendungen zur gezielten Algenanreicherung und -separation wird aktuell stark getrieben durch den Wunsch nach Steigerung der Algenernte für die gezielte Verwertung der Algenbiomasse zur Energie- oder Kraftstoffproduktion (siehe Kapitel

9.4). Noch besteht jedoch hoher FuE-Bedarf bei der Steuerung der gut absetzbaren Algen-spezies sowie für die Schaffung wirtschaftlich tragfähiger, großtechnischer Systeme, die vor allem bei tropischem Klima mit hoher Biomasseproduktion den Einsatz von Teichen mit erhöhten Algenkonzentrationen und -ernten zur Biomasseverwertung ermöglichen.

Desinfektionswirkung

Ein weiterer spezifischer Aspekt von algenreichen Teichen, der in der Praxis jedoch noch nicht großtechnisch umgesetzt wurde, betrifft die gezielte Ausnutzung der Desinfektionswirkung durch die Algenbiozönose aufgrund erhöhter pH-Werte: In algenreichen Teichen tritt durch CO_2 -Bindung während der Wachstumsphase der Algen eine natürliche pH-Wert-Anhebung auf. Basierend auf dem Kohlensäure-Bicarbonat-Ausgleich kommt es in Abhängigkeit des pH-Wertes u. a. zu folgenden Reaktionen:



Niedrige pH-Werte korrespondieren mit einer hohen Verfügbarkeit an gelöstem CO_2 (linke Seite der Gleichungen), bei hohen pH-Werten ist freies CO_2 nicht verfügbar, hier dominieren die Carbonat-Ionen (rechte Seite). Im Teich kann es bei Sonnenbestrahlung aufgrund von Photosynthese durch die Algen zu einem stärkeren Aufzehren des verfügbaren CO_2 kommen, als dies durch die Veratmung der Bakterien freigesetzt wird (vgl. Algen-Bakterien-Mutualismus in Abb. Bild 3.4 auf S. 12). Infolgedessen kommt es zur Dissoziation der Carbonat- und Bicarbonat-Ionen:



Das frei werdende CO_2 wird durch die Algen aufgenommen, die anfallenden OH^- -Ionen können dann zu einer Erhöhung des pH-Wertes über 9 führen (Mara, 1997), die eine eliminierende Wirkung auf viele Bakterien haben. Vor allem bei langen Aufenthaltszeiten können die durch die Algen-Photosynthese verursachten basischen Bedingungen die Hydrolyse von Bestandteilen der Bakterienzellen verursachen und beeinflussen die Dissoziation relevanter Aminosäuren beeinflussen (Atlas und Bartha, 1994). Die Keimreduktion kann möglicherweise auch auf die Bildung toxischen Ammoniaks bei hohen pH-Werten zurückgeführt werden (Hillbrecht und Panning, 2007). Laut Rose et al. (2002a) verursacht ein pH-Wert von 9,2 über 24 h die vollständige Elimination von *E. coli* und vielen anderen pathogenen Bakterien und Viren. Parhad und Rao (1962) berichten zudem, dass *E. coli* sich in Abwasser mit einem pH-Wert von > 9,2 nicht vermehren können.

Solch hohe pH-Werte werden in normalen Abwasserteichen nur punktuell angetroffen. Bei speziell dafür ausgelegten Algenteichen mit hohem Algenanteil und starker Photosynthesewirkung wäre jedoch eine gezielte Ausnutzung des Effekts, dass in Milieus mit hohen pH-Werten pathogene Mikroorganismen nur schwer überleben, zumindest theoretisch zur gezielten Abwasserdesinfektion denkbar. Hinzu kommt, dass Algen pathogene Mikroorganismen absorbieren und inkorporieren können. Ein entsprechender Einsatz von stark algenangereicherten Teichen zur gezielten Desinfektion ist u. a. wegen der oben genannten Probleme beim Handling der Algen bisher jedoch nicht erfolgt. Zudem bestünde für einen großtechnischen Einsatz noch Forschungsbedarf beispielsweise im Hinblick auf die gezielte Steuerung der pH-Wert-Anhebung. Wie in Kapitel 8.3.3 zu Desinfektionsmechanismen in Abwasserteichen gezeigt, besteht zudem eine grundsätzlich starke Interaktion mit der Sonnenein-

strahlung (nicht nur über die vorgenannten Effekte), demzufolge die Desinfektionswirkung bei Dunkelheit stark abnimmt (gut erkennbar auch in Bild 8.4 auf S. 111). Grundsätzlich werden die vorstehenden Ansätze zur verbesserten Keimreduktion jedoch durch praktische Anwendungen von High-Rate Algal Ponds (HRAP) bestätigt, bei denen täglich mehrere Stunden pH-Werte über 8,5 und einen deutlich schnellere E.-coli-Elimination beobachtet werden können als in konventionellen Abwasserteichen (siehe z. B. McCann, 2011).

Algen-Bakterien-Symbiose

Ein weiteres aus der Teichtechnologie abgeleitetes Anwendungsfeld von Algen beruht auf der gezielten Ausnutzung der symbiotischen Wechselwirkungen zwischen Algen und Bakterien. Hier bestehen in Deutschland erfolgversprechende FuE-Ansätze, bei denen stabile und sedimentationsfähige Aggregate aus Mikroalgen und Abwasserbakterien entwickelt und in eine Abwasserreinigungsanlage implementiert wurden. Bei dieser sogenannten „symbiotischen Algen-Bakterien-Biomasse“ produzieren Algen den für die auto- und heterotrophen Bakterien notwendigen Sauerstoff, sodass auf eine technische Belüftung teilweise verzichtet werden kann. Allerdings beschränken sich die Untersuchungen bisher auf Laboranlagen, eine Validierung der praktischen Umsetzbarkeit im großtechnischen Maßstab steht noch aus¹. (Gutzeit et al., 2005; Medina-Rodriguez und Neis, 2006; Gutzeit und Neis, 2007)

Die diversen FuE-Aktivitäten, z. B. im Rahmen des EXPOVAL-Vorhabens¹, lassen erwarten, dass zum Thema Algen in Zukunft mehr zu hören sein wird – und sich für die Teichtechnologie damit neue Einsatzfelder auftun werden.

6.3.2 Integrierte Systemlösungen

Im Zusammenhang mit der Weiterentwicklung der Teichtechnologie sind anwendungs- und verfahrenstechnisch einige Ansätze besonders hervorzuheben, die u. a. gezielt die teichspezifische Algenbiologie sowie die Gewinnung von Biogas ausnutzen, wie es teilweise auch die nachfolgenden Beispiele zeigen. Erste Ansätze zur Algenbiologie wurden von Oswald schon in den 50er Jahren des letzten Jahrhunderts in den USA dargestellt (siehe Hinweise bei Mara, 2009) und sind seit der Jahrhundertwende vor allem in Neuseeland weiterentwickelt worden – bis hin zu umfangreichen Systemlösungen, wie das unten aufgeführte APS deutlich macht.

- **Algenbasierte High-Rate Ponds (HRP) bzw. High-Rate Algal Ponds (HRAP)**

Schon 1957 wurden HRP von Oswald für eine Kombination aus Abwasserbehandlung und Nährstoffgewinnung aus Algenbiomasse entwickelt. Auf Grundlage der Algenbiologie haben Weiterentwicklungen zu zahlreichen Anwendungen als HRAP geführt, die die Vorteile von konventionellen Abwasserteichen (Einfachheit und kostengünstige Errichtung) mit einem geringeren Platzbedarf und besserer Keimelimination sowie der Nutzung der

¹ 2012 ist im Rahmen des BMBF-geförderten Verbundprojekts „Exportorientierte FuE im Bereich Abwasser – Validierung an technischen Anlagen“ (EXPOVAL) ein Teilprojekt zu symbiotischen Algen-Bakterien-Teichen mit dem Förderkennzeichen 02WA1252J angelaufen, dessen Ergebnisse voraussichtlich 2016 vorliegen werden (www.expoval.de).

im Abwasser enthaltenen Nährstoffe über die Entnahme von Algen als Dünger oder für die Energiegewinnung verknüpfen (Craggs, 2005b; Craggs et al, 2010; McCann, 2011).

HRAP werden flacher (0,2 – 0,8 m) als gewöhnliche unbelüftete Teiche und für kürzere Aufenthaltszeiten bis zu einer Woche ausgelegt sowie mittels (algenschonender) Paddelwalzen umgewälzt (Shilton, 2005). Das Konzept hat in verschiedenen anderen Ansätzen Eingang gefunden, wie das APS unten in Bild 6.2 zeigt.

- **Advanced Facultative Pond mit Anaerobzone**

Bei Advanced Facultative Ponds wird unter Ausnutzung der Schichtung in unbelüfteten Teichen (siehe Darstellung in Bild 3.3 auf S. 11) in die Sohle eines 3 – 4 m tiefen Teichs eine zusätzliche Vertiefung (Fermentation Pit) für die gezielte Herbeiführung anaerober Verhältnisse integriert. Der Teichzulauf erfolgt direkt in diese Anaerobzone. Laut Oswald et al. (1994) und Craggs (2005b) soll gegenüber konventionellen unbelüfteten Teichen eine deutlich effizientere Methanerzeugung mit Blick auf eine Biogasverwertung erzielt werden. Eine ähnliche Vorgehensweise schlägt auch Rudolph (2006b) vor. Kritisch anzumerken ist allerdings, dass für die praktische Anwendung bisher nicht gezeigt werden konnte, inwieweit eine partielle Unterwasserabdeckung wirtschaftliche Vorteile bringt, und dass gelöstes Methan aus den nicht abgedeckten Bereichen in die Atmosphäre entweichen kann. Einige Elemente des Konzepts, wie die tiefliegende Einleitung in den Anaerobbereich des Teichs, lassen sich gut auch bei der Optimierung konventionell konzipierter Teiche anwenden.

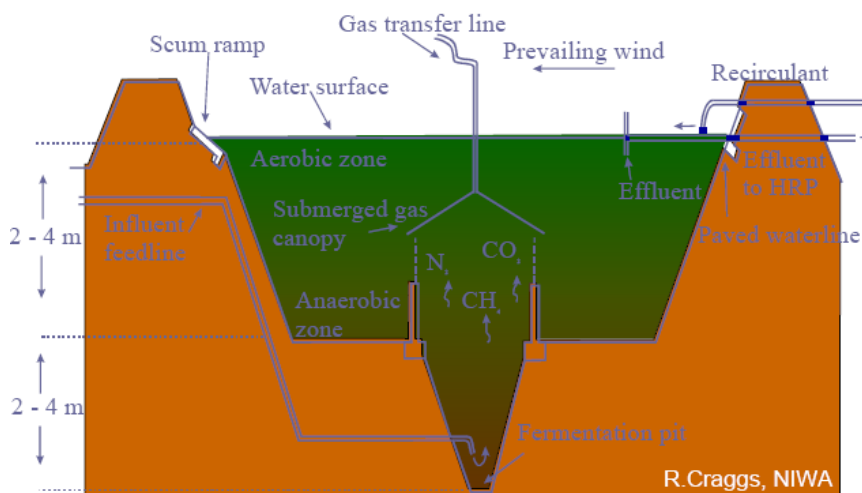


Bild 6.1: Advanced Facultative Pond (Craggs, 2005b)

- **Advanced Integrated Wastewater Pond System (AIWPS) bzw. Advanced Pond System (APS)**

AIWPS-Verfahren, wie auch dem in Neuseeland vom National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA) angewendeten APS-Verfahren, wurden mit dem Ziel entwickelt, die Abwassereinigungseigenschaften der Teichtechnologie mit deren Potenzialen für eine zusätzliche Ressourcengewinnung von Biogas als Energiequelle und Algen als Biomasse zu verbinden (Oswald, 1991; Craggs et al., 2003). Dies erfolgt durch eine abgestimmte Kombination von vier Teichkomponenten, siehe Bild 6.2:

- einem Advanced Facultative Pond (siehe oben) mit integriertem Anaerobbereich (Fermentation Pit),
- einem High Rate Pond mit hohem Algenbesatz und schonender Umwälzung,
- ein bis zwei Algenabsetzteichen (Algae Settling Ponds), mit einer Entfernung von 50 – 80 % des Algen-TS und einer Rückführung in den Facultative Pond,
- einem oder mehreren Schönungsteichen (Maturation Ponds).

In Neuseeland sind mehrere solcher Anlagen in Betrieb (Bild 6.3), meist jedoch noch im Pilotstadium.

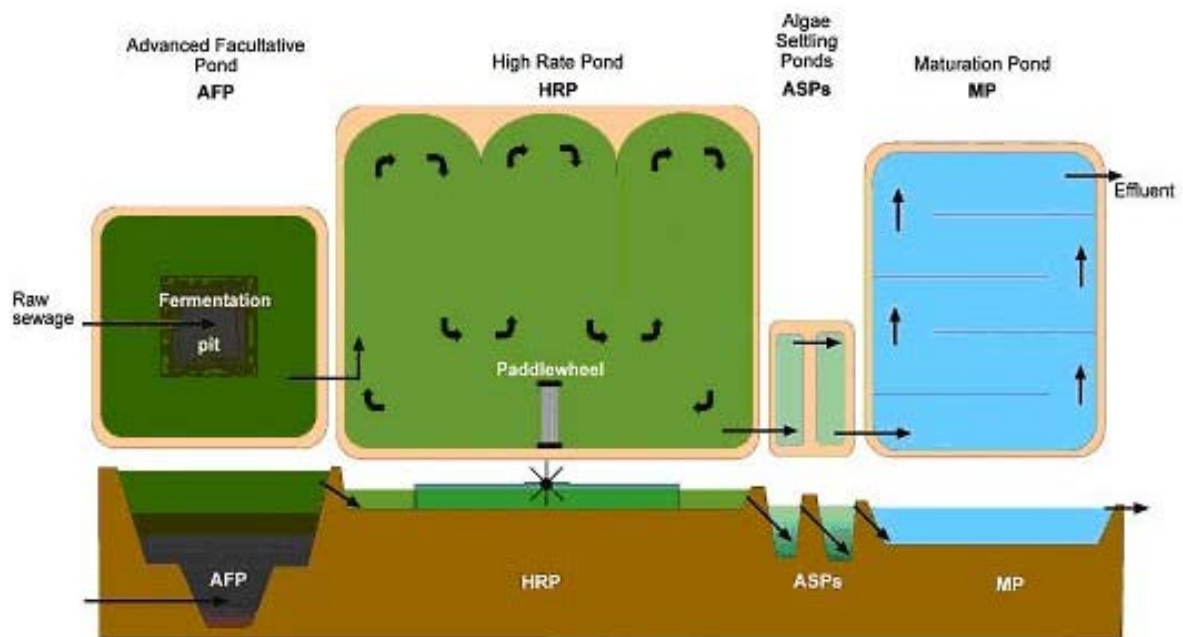


Bild 6.2: Advanced (Integrated Wastewater) Pond System (Craggs, 2005b)



Bild 6.3: Teichanlage nach dem Advanced Pond System in Waikato, Neuseeland (Foto: NIWA)

• Pond Enhanced Treatment and Operation (PETRO) System

Der in Südafrika entwickelte PETRO-Prozess beruht auf der Kombination von Teichen und anderen Behandlungsverfahren (Tropfkörpern oder Belebungsanlage) und zusätzlicher Rezirkulation. In einem vorgeschalteten Anaerobteich sollen bereits bis zu 70 % des CSB entfernt werden. Dieser Effekt wird durch verbesserte Emzymbildung und modifi-

zierte Biozönose aufgrund gezielter Zuführung von algenreichem Abwasser aus dem Teichablauf unterstützt. Der Anaerobteich wird oft mit einer zusätzlichen Vertiefung in der Sohle versehen, durch die auch die Abwasserzuführung läuft (analog zum Advanced Facultative Pond). Das C:N-Verhältnis wird durch Rückführung des algen- und stickstoffreichen Wassers auf prozessrelevantem Niveau gehalten. Es gibt zahlreiche Varianten des Verfahrens (Bild 6.4), das insbesondere zum Upgrade bestehender Anlagen angewendet wird. (Shipin et al., 1998; Shipin und Meiring, 2002, 2005)

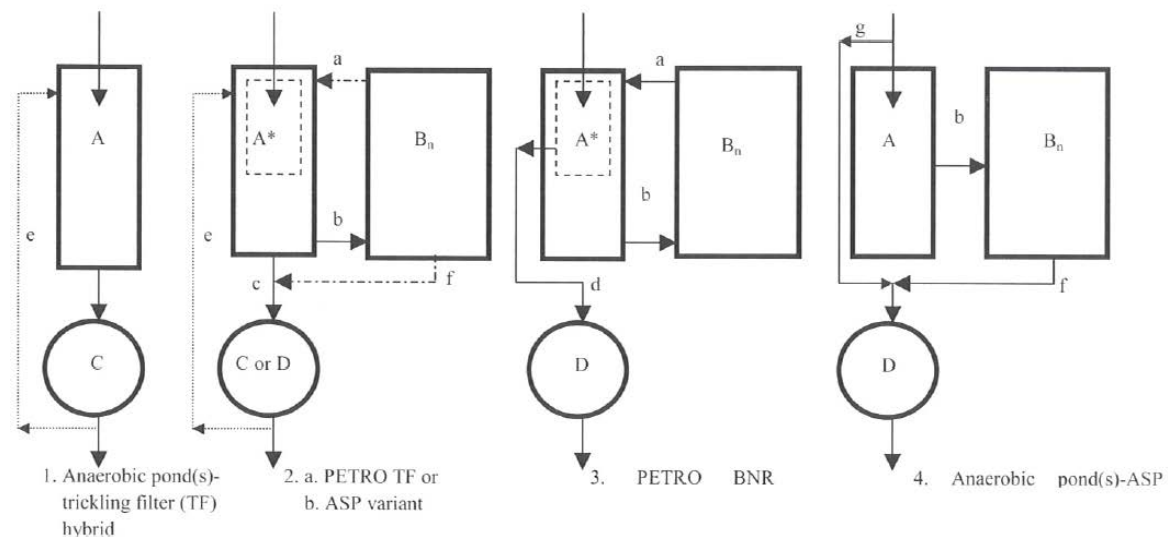


Bild 6.4: Teichanlagen integriert mit Tropfkörpern (TF) und Belebungsverfahren (ASP) (Shipin und Meiring, 2005)

6.3.3 Teiche zur Behandlung industrieller Abwässer

Vor allem für die Abwasserbehandlung im Bereich der Landwirtschaft und Lebensmittelproduktion, beispielsweise bei Viehhaltung, Milchwirtschaft und Schlachtereien, finden sich weltweit zahllose Beispiele, auch in Industrieländern (USA, Australien, Neuseeland). Aufgrund der meist abseitigen Lage solcher Produktionsstätten mit vergleichsweise niedrigen Grundstückskosten spielt der Flächenbedarf der Teiche eine untergeordnete Rolle. Die geringen betrieblichen Anforderungen haben dagegen den Vorteil, dass nur geringes klärwerkstechnisches Spezialwissen erforderlich ist und die Teiche aufgrund des hohen Volumens relativ robust auf produktionsbedingte Stoßbelastungen reagieren. Wegen der hohen organischen Zulaufkonzentrationen (mehrere Tausend mg CSB/l sind nicht ungewöhnlich) kommen häufig Anaerobteiche als erste Teichstufe zur Anwendung (U.S. EPA, 2002). Allein in Neuseeland finden sich weit über 1.100 Anaerobteiche vor allem bei abgelegenen landwirtschaftlichen Betrieben (Park und Craggs, 2006; Craggs et al., 2008).

In Südafrika gibt es auch spezielle Anwendungen zur Behandlung von salzhaltigem Abwasser, z. B. aus dem Bergbau, die im Wesentlichen auf speziell adaptierten Algenspezies beruhen (Rose, 2002).

6.3.4 Constant Waterlevel Sequencing Batch Reaktor (CWSBR)

Mit dieser modifizierten SBR-Technologie können bestehende Teichkläranlagen mittels beweglichen Abtrennungen aus Kunststoffolie in den Teichen, sogenannter „Hydrosegel“, in mehrere variable Zonen aufgeteilt und zu einer SBR-Anlage weiterentwickelt werden. Das Verfahren beruht dabei auf einer flexiblen Nutzung der Teichvolumina ohne Änderung des Wasserspiegels. Dadurch kann der Aufwand für Umbauten stark reduziert werden. Die in Deutschland entwickelte Technologie ist seit über 10 Jahren auf dem Markt und u. a. im asiatischen Raum im Einsatz. (Ruck et al., 2002; Dederichs, 2007; Dederichs und Koeckritz, 2010a, 2010b)

Anzumerken ist allerdings, dass diesem ursprünglich zur Ertüchtigung von Teichkläranlagen in landwirtschaftlich geprägten Räumen entwickelten Verfahren faktisch das Aufgeben spezifischer Teichcharakteristika zugunsten eines üblichen Belebtschlammverfahrens (hier in Form des SBR-Verfahren) zugrunde liegt und es damit eigentlich nicht mehr zu den Abwasserteichverfahren zu zählen ist.

6.3.5 Mehrzweckteichsysteme

Die gezielte Kombination der Reinigungsfunktion in Teichen mit zusätzlichen Nutzenfunktionen wie der Gewinnung von Biogas und -masse oder Pflanzenmaterial (Multi-purpose Ponds) kann zukünftig neue Einsatzfelder und Finanzierungskonzepte für Teichtechnologien erschließen. Dieses Thema wird ausführlich in Kapitel 9 zu zusätzlichen Nutzenpotenzialen erläutert; eine Übersicht wird in Tabelle 9.1 auf S. 137 gegeben.

6.4 Stufenausbaukonzepte

In verschiedenen Einsatzfällen ist eine stufenweise Realisierung von Abwasserreinigungskonzepten sinnvoll oder erforderlich. Dies gilt beispielsweise in Ländern mit hohem Bevölkerungswachstum, in denen die Infrastruktur einschließlich der Abwasserreinigung mit den Verhältnissen mitwachsen muss oder wenn die (finanzielle und fachliche) Leistungsfähigkeit von Betreibern in Entwicklungs- und Transformationsländern etappenweise verbessert werden soll. Für solche Zwecke eignen sich Abwasserteiche aufgrund der in den vorstehenden Kapiteln erläuterten Flexibilität bei der Kombination mit anderen Behandlungsverfahrensstufen gut als Basiskomponente für die Anwendung von Stufenausbaukonzepten (Mara, 1997; Rudolph, 2005; Rudolph und Bombeck, 2010). Mara (1997) schlägt sogar vereinfachte Bemessungsansätze für einfache Systeme bestehend aus Anaerob- und Fakultativteich als Initiallösung in Gebieten, in denen sonst keine Abwasserreinigung verlässlich realisierbar ist, vor. In diesem Kontext bieten sich Abwasserteiche besonders gut an, weil sie deutlich flexibler auf Unterlastsituationen reagieren, die beim erstmaligen Aufbau oder beim Ausbau von Abwasserinfrastrukturen aufgrund der zunächst geringeren Anschlussgrade anzutreffen sind und häufig zu Betriebsproblemen bei technischen Kläranlagen führen.

Nach Rudolph (2005) lässt sich durch nachträgliche Einbauten in die Teiche, Kombination mit anderen Behandlungsverfahren oder nachgeschaltete Reinigungsstufen die Reinigungs-

leistung sukzessive quantitativ und qualitativ steigern. Die Idee für ein mögliches Stufenausbaukonzept mit Teichen ist beispielhaft in Bild 6.5 skizziert.

Stufenausbaukonzepte lassen sich gut mit Konzepten des Land-bankings (siehe Kapitel 9.6) verknüpfen, bei denen beispielsweise in einer ersten Ausbauphase ein Abwasserteich angelegt wird und Teile des Geländes später durch flächeneinsparende Aufrüstung der Anlage für andere Nutzungen zur Verfügung stehen.

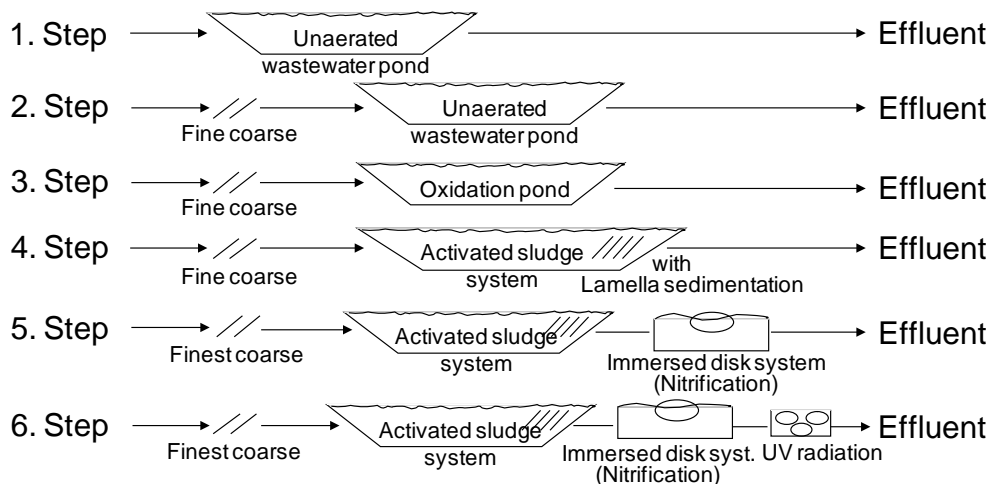


Bild 6.5: Beispiel für ein fiktives Stufenausbaukonzept mit Teichanlage (Rudolph, 2005)

6.5 Integration mit Wasserspeicherung

Die Nutzung von aufbereitetem Abwasser für Bewässerungszwecke erfordert einen Ausgleich des saisonal schwankenden Wasserbedarfs durch Speicherbecken oder Reservoirs. Dabei wird das Wasser dem Reservoir vorbehandelt zugeführt (vgl. Bild 6.6). Hier liegt eine grundlegende Parallele zu Schönungsteichen bei Abwasserteichanlagen vor, bei denen die biologische Behandlung im Wesentlichen (zumindest was die BSB- und CSB-Fracht betrifft) in den vorgeschalteten Fakultativ- oder Anaerobteichen erfolgt.

In Analogie zu Schönungsteichen können Wasserspeicher aufgrund der hohen Aufenthaltszeit zu einer Verbesserung der Ablaufqualität beitragen. Daher bietet sich eine Integration der Speicherbecken quasi als „große Schönungsteiche“ in Anlagenkonzepte mit Abwasserteichen an, deren Ablauf für diskontinuierliche Nutzungen z. B. in der Landwirtschaft verwendet werden soll. Während Schönungsteiche Aufenthaltszeiten von mehreren Tagen bis maximal einigen Wochen aufweisen (vgl. Kapitel 5 zur Teichbemessung) werden Speicherbecken standortspezifisch auf Speicher- und damit einhergehenden Aufenthaltszeiten von mehreren Monaten ausgelegt. Entsprechend den Ausführungen zur Teichbemessung in Kapitel 5.5.4 kann daher von einer vollständigen Elimination von Helmintheneiern ausgegangen werden, vorausgesetzt es kommt nicht zu Störungen des Sediments bei der Wasserentnahme. Jiménez et al. (2010) berichten für integrierte Anlagen zudem von Eliminationsraten für pathogene Bakterien von 2 – 6 Log-Stufen sowie Viren 2 – 4 Log-Stufen, also vergleichbar mit normalen mehrstufigen Abwasserteichanlagen. Mara (2004) weist darauf hin, dass durch sequentiellen Betrieb von mehreren parallel geschalteten Speicherbecken die Ablaufqualität

soweit verbessert werden kann, dass eine Verwendung des Wassers für unbeschränkte Bewässerung möglich ist (Konfiguration (b) in Bild 6.6).

Die Integration von Abwasserreinigung und Wasserspeicherung – im Englischen als Wastewater Storage and Treatment Reservoirs (WSTR) oder Effluent Storage Reservoirs (ESR) bezeichnet – hat ausgehend von ersten Anlagen vor weit über 30 Jahren in Israel Anwendungen in zahlreichen ariden und semiariden Regionen gefunden (Mara, 2004; Juanicó, 2005; Bixio und Wintgens, 2006; Jiménez et al., 2010).

Bei der Auslegung von Abwasserteich-basierten WSTR sind die besonderen hydraulischen Gegebenheiten im Speicherbecken zu berücksichtigen. Während Schönungsteiche in der Regel als annähernd stationäre Durchlaufreaktoren mit festem Volumen angesehen werden können, die das ganze Jahr über weitgehend kontinuierlich beschickt werden und über eine definierte Ablaufschwelle (in Abhängigkeit von Zulauf und Verdunstung) ebenfalls weitgehend kontinuierlich über das ganze Jahr einen Ablauf erzeugen, sind Speicherbecken oder Reservoirs zwar gleichfalls durch den weitgehend kontinuierlichen Abwasserzufluss gekennzeichnet, jedoch führt die saisonale Entnahmen von Wasser zu instationären Zuständen mit wechselnden Volumina. Während der flexible Speicheranteil am Gesamtvolumen bei einem reinen Schönungsteich lediglich in einer Größenordnung von 10 – 20 % liegt, kann er bei Speicherbecken bis über 90 % aufweisen (Bixio und Wintgens, 2006).

Um die Oberfläche gering zu halten, werden die notwendigen Volumina über entsprechende Beckentiefen von 5 – 15 m realisiert (Bixio und Wintgens, 2006). Juanicó (2005) und Mara (2004) berichten gar über Beckentiefen in Israel von 20 und 25 m. Beide geben zudem zahlreiche hilfreiche Hinweise zur Auslegung von WSTR.

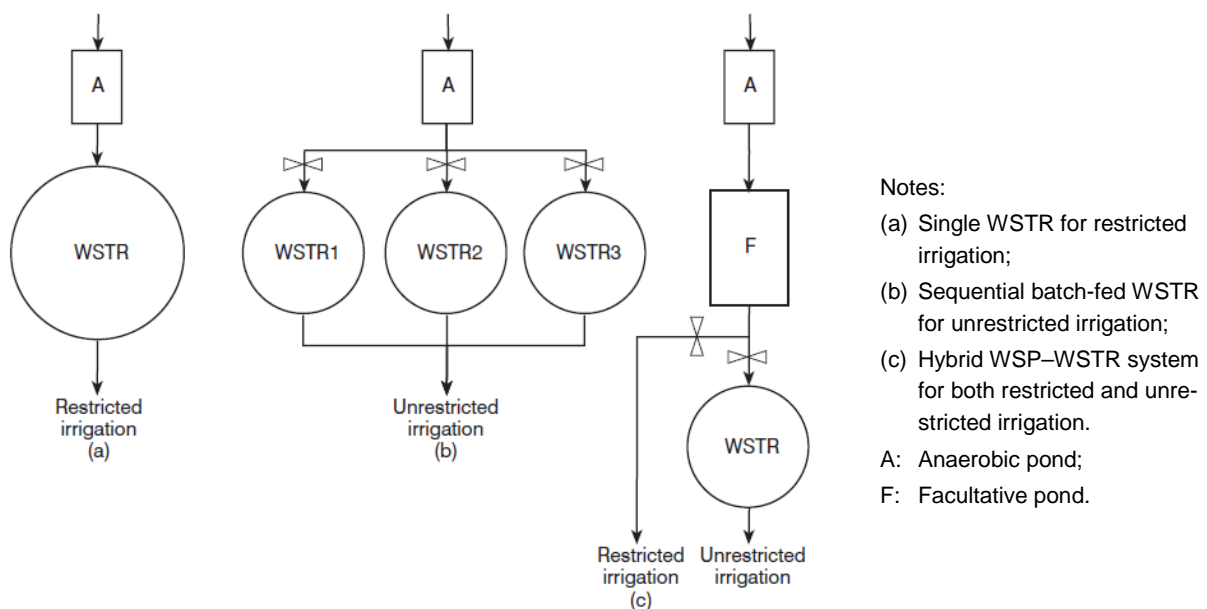


Bild 6.6: Konfigurationen von verschiedenen Wastewater Storage and Treatment Reservoir (WSTR) Systems nach Mara (2004)

Integrierte Behandlungs- und Speicheranlagen mit einer Vorbehandlung in Anaerob- oder Fakultativteichen stellen eine interessante Komponente in Konzepten zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung in ariden Ländern dar, da sie

- leicht zu betreiben sind,
- aufgrund guter Reduktionsraten bei mikrobiologischen Belastungen, insbesondere Wurmeiern, oftmals eine direkte Wassernutzung ohne Nachbehandlung ermöglichen,
- zu einer direkten landwirtschaftlichen Verwertung der im Wasser noch verbliebenen Nährstoffe führen,
- Bau- und Betriebskostenvorteile erbringen können, weil „Schönung“ und Speicherung in einem Becken erfolgen und
- die Reinigungskosten durch die Nutzung des gereinigten (Ab-)Wassers teilweise mitfinanziert werden können.

Kleinere Anlagen quasi mit einem vergrößerten Schönungsteich können auch bei beengten Platzverhältnissen realisiert werden. Bei Anlagen in Kombination mit vorgeschalteten Anaerobteichen ist sogar eine doppelte Integration möglich: Abwasserreinigung + Biogasgewinnung + Wasserspeicherung.

Wie bei gewöhnlichen Abwasserteichanlagen ist darauf hinzuweisen, dass auch bei WSTR-Anlagen Insektenbefall und übermäßiges Algenwachstum im stehenden Wasser betrieblich anzugehen sind, siehe Kapitel 7.

6.6 Fazit

Ausgehend von den klassischen Abwasserteichen haben sich weltweit zahlreiche Weiterentwicklungen herausgebildet, bei denen neben prozesstechnischen Optimierungen innerhalb der Teiche vor allen die Integration mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren eine zentrale Rolle spielt. Bei den Verfahrenskombinationen bzw. Hybridverfahren werden gezielt Eigenschaften der Abwasserteiche, z. B. geringe Betriebskosten, natürlicher Abbau von Kohlenstoffverbindungen und Keimen, Sedimentationswirkung oder Algenbiologie, mit den Vorteilen anderer Verfahren, z. B. besserer Nährstoffabbau oder kompaktere Bauweise, verbunden.

In der Regel wird dabei versucht, die betrieblichen Vorteile der Teichtechnologie, wie den vergleichsweise geringen Personalaufwand und die einfache Konstruktionen, für das Gesamtsystem beizubehalten. Daher eignen sich für Hybridlösungen insbesondere Verfahren mit vergleichsweise geringem technischem Aufwand, wie UASB-Reaktoren oder Biofilmverfahren.

Die weiterentwickelten Systeme können zum Erhalt vorhandener Teichanlagen beim Ausbaurfordernis aufgrund von gestiegenen Reinigungsanforderungen oder Zulauffrachten oder zur Erschließung neuer Einsatzfelder für die Teichtechnologie zum Einsatz kommen, da beispielsweise ein verbesserter Nährstoffabbau möglich wird. Interessante Ansätze stellen in diesem Zusammenhang auch Stufenausbaukonzepte auf Teichbasis dar, die ein stufenweises Upgrading mit wachsenden Anforderungen vorsehen, oder integrierte Behandlungs- und Speicheranlagen mit einer Vorbehandlung in Anaerob- oder Fakultativteichen, die eine wichtige Komponente in Konzepten zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung in ariden Ländern bilden können.

7 Verbesserungsansätze für Betrieb und Wartung

Ohne verlässliche Betriebsführung funktioniert auch eine so einfache Technologie wie das Abwasserteichverfahren nicht (Kap. 7.1). In diesem Kapitel werden daher zunächst Ursachen für Betriebsprobleme (Kap. 7.2) sowie grundlegende Anforderungen zur Personalausstattung (Kap. 7.3) und Betriebsführung (Kap. 7.4) aufgearbeitet. Typische Betriebsprobleme, wie sie immer wieder auf Anlagen im Ausland angetroffen werden, sowie adäquate Lösungen dazu werden vor dem Hintergrund der besonderen Bedingungen in anderen Ländern diskutiert (Kap. 7.5). Abschließend wird die Möglichkeit einer einfachen Einschätzung des biologischen Zustands von Abwasserteichen aufgezeigt (Kap. 7.6) und auf einige Aspekte der wegen ihrer langen Zyklen gerne hintenan gestellten Teichentschlammung gesondert eingegangen (Kap. 7.7).

7.1 Betrieb als Engpassfaktor

Es scheint so einfach zu sein: Abwasserteiche zeichnen sich durch unkomplizierten Betrieb und vergleichsweise geringe Anforderungen an das Betriebspersonal aus und sie weisen aufgrund ihrer Puffereigenschaften eine systemimmanent hohe Betriebssicherheit bei Fracht- und hydraulischen Spitzen oder Unterbrechungen der Energieversorgung auf. Nicht zuletzt deshalb gelten Abwasserteiche (auch in Deutschland) im Bereich kleiner Kläranlagen bis 1.000 E als das am unproblematischsten und kostengünstigsten zu betreibende Reinigungsverfahren (Kuba, 1998).



Bild 7.1: Beispiele für Betriebsprobleme bei Teichen: Rechen und Belüfter außer Betrieb, Ansammlungen von schwimmenden Abfällen bzw. starke Verkrautung der Uferzonen (links und mittig, Fotos: Rudolph) sowie manuelle Wasserlinsenräumung in Peru (rechts, Foto: Skoddow)

Aber gerade weil Abwasserteiche als vergleichsweise einfaches und robustes Abwasserbehandlungsverfahren gelten, wird der Betrieb der Anlagen oft so stark vernachlässigt, dass sich früher oder später Fehlfunktionen und Verschlechterungen der Reinigungsleistung einstellen können. Diese werden in der Praxis dann häufig den Abwasserteichen als Verfah-

rensprinzip angelastet, obwohl vergleichsweise kleinere betriebliche Vernachlässigungen etwa bei Belebungsanlagen oder Tropfkörperanlagen viel früher zum Funktionsausfall führen würden. Es macht in diesen Fällen deshalb Sinn, betriebliche Defizite gezielt zu beseitigen, anstatt durch hohe Neuinvestitionen vorhandene Abwasserteiche durch Belebungsanlagen o. Ä. zu ersetzen, die dann später ebenfalls nicht funktionieren.

Es darf nicht unterschätzt werden, dass auch bei Teichanlagen ein Mindestmaß an Betriebsführung und Personalaufwand erforderlich ist. Auslandsrecherchen, z. B. im Rahmen des BMBF-geförderten Vorhabens 02WA0543 (Rudolf und Fuhrmann, 2010), haben eindeutig bestätigt, dass Probleme bei der Sicherstellung eines bestimmungsgerechten und nachhaltigen Anlagenbetriebs insbesondere in nichtindustrialisierten Ländern der wesentliche Engpassfaktor für die erfolgreiche Abwasserreinigung ist – auch bei Abwasserteichanlagen. Als Folge unzureichender Betriebsführung wurden vor Ort immer wieder typische Probleme festgestellt, auf die im Kapitel 7.5 einzeln eingegangen wird, wie z. B.

- abgeschaltete oder demontierte technische Einrichtungen,
- Geruchsbildung und Schwimmstoffanfall,
- stark verkrautete Uferzonen oder Wasseroberflächen,
- unerwünschte Biozönose,
- Insektenbefall.

Solche Probleme sind insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern zu beobachten, die wegen der geringeren betrieblichen Anforderung von Abwasserteichen ein wesentliches Haupteinsatzgebiete darstellen. Allerdings würden in einigen Regionen aufgrund des geringen Ausbildungsniveaus des verfügbaren Betriebspersonals andere Verfahren oft gar nicht einsetzbar sein – Teiche stellen dann wegen ihrer Robustheit das einzig sinnvolle Verfahren dar, um ein Minimalniveau an Abwasserbehandlung sicherzustellen.

7.2 Ursachen

Neben besonderen standortspezifischen Herausforderungen, wie starkem Pflanzen- und Algenwachstum in sonnenreichen, tropischen Regionen oder nicht fachgerechter Auslegung der Anlage können vor allem für die betriebstechnischen Mängel in Entwicklungs- und Schwellenländern in der Regel zwei zentrale Ursachen ausgemacht werden:

- Zu geringe Anzahl und zu geringes Ausbildungsniveau des Betriebspersonals:
Sachgerechte Wartung und Instandhaltung einer Kläranlage – und das gilt auch für Abwasserteichanlagen in ihren unterschiedlichsten Ausführungen – können nachhaltig nur von geeignet ausgebildetem und technisch eingewiesenem Betriebspersonal erbracht werden. In vielen Ländern mangelt es massiv an ausreichender Anzahl bzw. vor allem an ausreichender Qualifikation von Personal für den technischen Betrieb als auch das übergeordnete Management der Anlagen.
- Unzureichenden Disposition der begrenzten Finanzmittel:
Finanzmittel (z. B. aus der Entwicklungszusammenarbeit) werden schwerpunktmäßig für einmalige Investitionen verausgabt, während die laufende Finanzierung für Wartung und Betrieb nicht immer langfristig gesichert ist. In der Regel werden die laufenden Aufwen-

dungen zwar von den Geberinstitutionen eingeplant, müssen aber im späteren Betrieb oftmals als erstes für Kürzungen mangels kostendeckender Abwasserentgelte erhalten (so wurden im Rahmen von Auslandsrecherchen mehrfach Anlagen besichtigt bei denen Aggregate abgeschaltet waren, weil die Deckung der Energiekosten nicht gegeben war).

Die vorgenannten Ursachen wie auch die in unten folgendem Kapitel 7.5 beschriebenen Beispiele für typische Betriebsprobleme zeigen auch, dass die Situation vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern massive Unterschiede zu den in der Regel auf langjährigen Erfahrungen fußenden, gut organisierten und effizient regulierten Verhältnissen auf deutschen Anlagen aufweist. Betriebserfahrungen aus Deutschland sind daher meist nur begrenzt übertragbar auf die besonderen Verhältnisse in Schwellen- und Entwicklungsländern.

7.3 Anforderungen zum Betriebspersonal

Die Reinigungsleistung einer Kläranlage wird wesentlich von den Aktivitäten (oder Nicht-Aktivitäten) des Betriebspersonals beeinflusst. Auch eine korrekt bemessene Anlage wird hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung nachlassen, wenn nicht die erforderlichen Wartungsarbeiten sowie allgemeine Pflegemaßnahmen mit Sorgfalt durchgeführt werden. (ATV-M 271, 1998)

Tabelle 7.1: Empfehlungen zur Personalausstattung für Betrieb, Wartung und Verwaltung von Abwasserteichanlagen in Abhängigkeit der Zahl der angeschlossenen Einwohner (E) (Yáñez, 1993)

Personal	EW ≤ 10.000 E		EW = 21.000 - 50.000 E		EW > 50.000 E	
	Fakultativteich	Belüfteter Teich	Fakultativteich	Belüfteter Teich	Fakultativteich	Belüfteter Teich
Verwaltung						
Leitende(r) Ingenieur(in)	-	-	1/2	1/2	1	1
Sekretär(in)	-	-	1/2	1/2	1	1
Assistent(in)	-	-	1	1	1	1
Fahrer(in)	-	-	1	1	1	1
Betrieb/Wartung						
Betriebsingenieur(in)	1/4	1/4	1/2	1/2	1	1
Chemiker(in)	-	-	1/4	1/4	1/2	1/2
Labortechniker(in)/Laborant(in)	-	-	1/2	1/2	1	1
Elektromechaniker(in)	-	-	-	1/2	-	1
Anlagenführer(in) 08 - 16 Uhr	1	1	1	1	1	1
Anlagenführer(in) 16 - 24 Uhr	-	-	-	1	1	1
Anlagenführer(in) 24 - 08 Uhr	-	-	-	1	-	1
Handarbeiter(in)	2	2	2 – 5	2 – 7	6 – 10	7 – 12

Für deutsche Verhältnisse geht man laut ATV (1997) je nach Anlagentyp von einem Zeitbedarf von etwa 4 h/Wo. für unbelüftete Teiche bzw. bis 15 h/Wo. für Anlagen mit technischen Einrichtungen wie Belüftung oder zusätzlichen Behandlungsstufen aus (im ATV-M 271 (1998) mit Daten zum Personalbedarf kommunaler Kläranlagen werden Abwasserteichanlagen übrigens nicht explizit berücksichtigt). Die genannten Werte erscheinen auch für kleinere

Anlagen bis 5.000 E in anderen Ländern prinzipiell nicht unrealistisch, wiewohl für Entwicklungsländer oft höhere Ansätze angegeben werden. Yánez (1993), zitiert bei von Sperling (2007), weist in seiner in Tabelle 7.1 dargestellten Personalbedarfsübersicht neben dem/der leitenden Betriebsingenieur/in 3 Stellen bei Teichanlagen ≤ 10.000 E und 3,75 – 6,75 Stellen für Anlagen 20.000 – 50.000 E und sogar mind. 9,5 Stellen für Anlagen > 50.000 E aus. Für belüftete Anlagen liegen die Werte noch etwas höher. Die im Vergleich zu deutschen Verhältnissen sehr hohen Ansätze liegen möglicherweise an der unterstellten geringeren Produktivität des Personals und zusätzlichem Bewachungsbedarf der Anlagen. In der Realität trifft man insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern zudem teilweise massive Unterbesetzungen für den Anlagenbetrieb an.

Ein noch größeres Problem als die geringe Anzahl besteht vielerorts in einer unzureichenden Führung, Motivation und Ausbildung des Betriebspersonals. Aufgrund ihrer vergleichsweise einfachen Verfahrenstechnik – zumindest bei Anlagen ohne technische Belüftung oder weitere Behandlungsschritte – stellen Abwasserteichanlagen vergleichsweise geringe Anforderungen an das Personal: Bei kleineren Anlagen genügen diesen in der Regel angelehrte Kräfte; jedoch sollten das Personal in der Lage sein, Betriebsprobleme selbstständig zu erkennen und Abhilfemaßnahmen einzuleiten. Zudem erfordert das übergeordnete Betriebsmanagement vom Betreiber der Anlagen den Einsatz entsprechend ausgebildeter Fach- und Führungskräfte. Vor allem in vielen Entwicklungs- und Schwellenländern bedarf es daher bereits parallel zur Errichtung der Kläranlagen auch adäquater Bildungsmaßnahmen für das erforderliche Personal. Dies kann beispielsweise durch Capacity-Building-Aktivitäten zur Ausbildung von Betriebspersonal als auch zur Weiterbildung von Führungskräften für das Management im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit angestoßen werden kann, muss aber langfristig auch mit lokalen Mitteln tragfähig sein, um die Aufgabe der Abwasserreinigung dauerhaft zu gewährleisten.

7.4 Grundlegende Anforderungen an den Anlagenbetrieb

Die laufenden Betriebsaufgaben beschränken sich bei unbelüfteten Teichanlagen überwiegend auf ein Minimum an Inspektions-, Wartungs- und Instandsetzungsarbeiten, die jedoch kontinuierlich sichergestellt werden müssen:

- Sichtkontrollen des Teichkörpers (Verfärbungen, Algenwachstum, Ölfilm, Insektenbefall),
- Reinigung einer evtl. vorhandenen mechanischen Vorbehandlungsstufe,
- Beseitigung von (schwimmenden) Verunreinigungen im Teich,
- Beseitigung von Verkrautungen und in den Teich eingetragene Pflanzenteile,
- Durchführung regelmäßiger Messungen zu Abwasserqualität und Schlammspiegeln,
- Inspektion von Wehren, Schächten und ähnlicher Infrastruktur,
- Beseitigung von Schäden (z. B. an Uferbefestigungen nach Unwettern),
- Pflege des Grundstücks und insbesondere der Uferzonen.

Die Beseitigung von Verunreinigungen ist im Übrigen nicht nur aus Gründen des Gesundheitsschutzes für die Mitarbeiter und des äußeren Erscheinungsbildes der Anlage erforder-

lich, sondern dient auch der Steigerung von Arbeitskraft, Motivation und Einsatzfreude des Betriebspersonals (ATV-M 271, 1998). Für Reinigungs- und Pflegearbeiten sollte daher auch bei Abwasserteichanlagen ausreichend Zeit zur Verfügung stehen.

Durch eine robuste Auslegung und Ausführung von Teichanlagen kann der Aufwand für vorgenannte Aufgaben begrenzt werden. Der Umfang der Wartungsarbeiten sollte bereits bei Errichtung der Anlage in Wartungsplänen schriftlich festgelegt werden.

Zur Dokumentation des Betriebes, insbesondere die Erfassung von Störungen (Beginn/Ende und Art) und Messergebnissen, ist auch bei Abwasserteichen die Führung eines Betriebstagebuchs angeraten, was in vielen Ländern aber vernachlässigt wird. Gleiches gibt für die Betriebsanweisungen, die eigentlich für jede Anlage vorhanden sein sollten (von Sperling, 2007).

Um die vorgenannten Arbeiten für einen nachhaltigen Anlagenbetrieb sicherzustellen zu können, bedarf es zwingend – wie bereits erwähnt und nicht nur bei Abwasserteichen gültig – einer ausreichenden finanziellen Ausstattung sowie ausreichenden und geeigneten Personals für die Anlage.

7.5 Typische Betriebsprobleme und -lösungen

Bei Auslandsrecherchen vor Ort zeigt sich immer wieder, dass die Ursache von Betriebsproblemen vor allem in der ungenügenden Qualität des laufenden Betriebs liegt. Viele der vorgefundenen Probleme lassen sich relativ einfach durch eine verbesserte Betriebsführung oder kleinere technische Korrekturen beheben. Nachfolgend werden typische Betriebsprobleme dargestellt und Ansätze zu deren Behebung skizziert.

7.5.1 Übermäßige Verschlammung und Schwimmstoffanfall

Starke Verschlammung im Einlaufbereich und Schwimmstoffanfall vor allem im Primärteich treten beispielsweise dann auf, wenn keine ausreichende mechanische Vorbehandlung vorgesehen oder vorhandene Rechenanlagen außer Betrieb sind. Feststoffe sammeln sich im Einlaufbereich, an Uferzonen oder an der Oberfläche, faulen dort und sorgen neben optischen Belästigungen auch für Geruchprobleme und verstärkten Insektenbefall.

Eine sehr einfache mechanische Vorbehandlung des zufließenden Abwassers kann beispielsweise bereits durch eine gezielte Rückhaltung von Schwimmstoffen mittels einer Tauchwand im Zulaufbereich erfolgen. Durch den Einsatz von einfachen Rechenanlagen können Probleme mit Schwimmstoffanfall und Verschmutzung der Uferbereiche minimiert werden. Allerdings setzt dies eine geregelte (möglichst automatisierte), wartungsarme und robuste Ausstattung voraus.

Bei hohem Eintrag von Feststoffen kann die Anordnung von abgetrennten Schlammtaschen im Zulaufbereich des ersten Teichs zur Entlastung der nachfolgenden Teiche von sedimentierbaren Stoffen vorgesehen werden. Nach deutschem Regelwerk wird sogar die Anordnung von Absetzteichen angeraten. Absetzbereiche erfordern jedoch eine regelmäßige Entleerung (ca. einmal pro Jahr), da es ansonsten zu Rücklösevorgängen aus abgetriebenem Schlamm kommen kann (Rameseder, 2011).

7.5.2 Geruchsbelästigung

Olfaktorische Belastungen treten bei Überlastung durch organische Frachten oder zusammen mit vorgenannter Verschlämmung und Schwimmstoffanfall bei unzureichender Vorbehandlung auf.

Die Ursache liegt in der Regel in unerwünschten anaeroben Abbauprozessen in unbelüfteten Teichen durch Faulen von Schwimmstoffen oder in der Bodenschlammschicht bis hin zu fast gänzlich anaeroben Verhältnissen im Teichkörper, deren Ursachen entsprechend abgestellt werden müssen: Sofern keine prinzipielle frachtmäßige Überlastung des Teiches vorliegt, die durch eine Erweiterung der Anlage zu beheben wäre, kann beispielsweise eine mechanische Vorbehandlung des zufließenden Abwassers vorgesehen werden. Geruchsbildung durch schwimmende Reststoffansammlungen sowie Ablagerungen an den Uferbereichen sind durch regelmäßige Reinigung der Uferzonen abzustellen.

Auch bei ordnungsgemäß betriebenen Anaerobteichen kann es prozessbedingt zur Freisetzung von Schwefelwasserstoffverbindungen kommen, die beim anaeroben Abbau von Sulfat durch sulfatreduzierende Bakterien wie *Desulfovibrio* entstehen. Mara (1997) weist allerdings darauf hin, dass in der wässrigen Lösung Schwefelwasserstoff in Abhängigkeit des pH-Wertes als gelöstes Gas (H_2S) oder Hydrogensulfid-Anionen (HS^-) vorliegt; bei den in adäquat ausgelegten und nicht überlasteten Anaerobteichen üblichen pH-Werten von rund 7,5 liegt ein großer Teil als geruchslose HS^- -Ionen vor. Übermäßige Geruchsprobleme bei Anaerobteichen sind daher ein Zeichen für Überlastung der Anaerobteiche oder erhöhte Sulfatkonzentrationen im Zulauf, die nach Gloyna and Espino (1969) 300 mg SO_4/l nicht überschreiten sollten. (Mara, 1997)

Von Sperling (2007) weist für Anaerobteiche darauf hin, dass die sich ausbildende Schwimmschlammdecke die Gasemissionen und auch die Verdunstung reduziert und deshalb bewusst nicht entfernt werden sollte. Ansonsten ist bei Anaerobteichen nicht nur wegen möglicher Geruchbelästigungen und der Verringerung des Windeinflusses, sondern vor allem wegen der Methanemissionen eine Abdeckung und Gasfassung dringend angeraten (siehe Hinweise zu klimarelevanten Emissionen in Kapitel 11.2).

Eine weitere Möglichkeit der geruchshemmenden „Abdeckung“ der Teichoberfläche besteht durch den Bewuchs mit Schwimmpflanzen: Van der Steen et al. (2003) haben in Laboruntersuchungen festgestellt, dass H_2S -Emissionen bei einem mit Wasserlinsen bedeckten Teich (Duckweed) vernachlässigbar gering ausfallen, während in einem unbedeckten Vergleichsteich Konzentrationen von bis zu 86 mg/m²·d gemessen wurden. Neben der physischen Barriere für die Gasblasen durch die Blätter wurde auch ein günstiges Milieu für aerobe sulphatoxidierende und Schwefelpurpurbakterien festgestellt, denen ebenfalls ein Beitrag zur Minderung der geruchsbildenden H_2S -Emissionen zugeschrieben wird.

7.5.3 Starke Verkräutung der Uferzonen

Begrünte Uferzonen können eine reizvoll anmutende optische Wirkung haben. Übermäßige Verkräutung und Bewuchs der Uferzonen können jedoch die Ansammlung von Schmutzstoffen fördern und sind regelmäßig zu entfernen. Zudem kann durch die Pflanzen die Ausbildung unbewegter Zonen im Wasserkörper gefördert werden, die teichhydraulisch unerwünscht sind (wegen der Ausbildung hydraulisch unwirksamer Zonen) und als Brutstätte für Insekten dienen können.

7.5.4 Übermäßiges Wachstum von Wasserpflanzen

Durch starkes Wachstum von Wasserpflanzen (Hydrophyten) kann der freie Wasserkörper oder die -oberfläche eingeschränkt werden. Besondere Probleme rufen vor allem freischwimmende Wasserpflanzen (Pleustophyten) wie die Wasserhyazinthe (Eichhornia) und Wasserlinsen (Lemna) hervor, die bei günstigen Klimavoraussetzungen enormes Ausmaß annehmen können. So zählen beispielsweise bestimmte Wasserhyazinthen weltweit zu den invasivsten Neophyten. Veränderungen im Teichkörper, wie die Zunahme anaerober Zustände, können sich dabei zunehmend schneller entwickeln, weil die Verkrautung progressiv ansteigt. In tropischen Regionen können sich zusätzlich Wasserschlangen etc. einfinden, was erforderliche Wartungsarbeiten erschwert.

Starkes Wachstum von Schwimmpflanzen aufgrund günstiger Klimabedingungen kann insbesondere in tropischen Regionen ein Problem darstellen, wenn große Mengen an abgestorbenem Pflanzenmaterial auf den Teichgrund sinken und zur Sauerstoffzehrung beitragen. Hier ist meist manuelles Entfernen der Pflanzen notwendig. Unter Umständen kann dies auch als Chance für eine gezielte Nutzung des abgeernteten Pflanzenmaterials genutzt werden, siehe dazu Abschnitt 9.4 zur Verwertung von Wasserpflanzen.

Der Umgang mit Schwimmpflanzen ist in jedem Fall anlagenspezifisch zu betrachten, Patentrezepte gibt es nicht. Um das Pflanzenwachstum einzudämmen, werden zur Erzeugung einer bewegten Wasseroberfläche oftmals Oberflächenbelüfter eingesetzt, meist saisonal in Zeiten mit hohem Pflanzenwachstum. Die nachhaltige Wirkung dieser Maßnahmen ist jedoch teilweise umstritten und sie geht zudem mit einem hohen Energieverbrauch und entsprechenden Kosten einher. Es ist daher ins Kalkül zu ziehen, ob der Schwimmpflanzenbewuchs überhaupt zu einer Verschlechterung der Ablaufqualität führt, inwieweit eine Leistungssteigerung der Teichanlage durch die zusätzliche Belüftung notwendig ist und ob die optischen Beeinträchtigungen durch die Pflanzen nicht hinnehmbar sind.

Zu den Wirkungen auf die Reinigungsleistung beim Befall mit schwimmenden Wasserpflanzen (Wasserlinsen, Wasserhyazinthen, etc.) gibt es in der Literatur und bei Praktikern unterschiedliche Auffassungen: Zum einen wird aufgrund der Pflanzendecke bei unbelüfteten Teichen die natürliche Sauerstoffversorgung über die Teichoberfläche und vor allem durch eine Verringerung des Algenwachstums resp. der Photosynthese durch die Algen eingeschränkt und es kann zu anaeroben Zuständen im Teich kommen. Andererseits wird aber auch von ausbleibenden Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Teiche oder sogar von Verbesserungen berichtet. So verweist beispielsweise Pearson (2005) darauf, dass es wegen der fehlenden Sonneneinstrahlung sowie des mangels Photosynthese geringeren Sauerstoffgehalts und eher neutralen pH-Wertes zu einer Verschlechterung des Ammoniumabbaus und der Phosphorausfällung sowie verringertem Keimabbau kommt. Andererseits bilden sich auf den Pflanzenoberflächen Biofilme, die teilweise über die Pflanze mit Sauerstoff versorgt werden und zu einer Reinigung des Wassers beitragen (Brix, 1997). Die verringerte Algenbiomasse führt bei unfiltrierten Proben zudem über geringere Austräge an suspendierten Stoffen (Algen-SS) zu entsprechend niedrigeren BSB₅-Werten. Die U.S. EPA (2002) schlägt sogar bewusst vor, das Wachstum von Wasserlinsen (Lemna) auf dem letzten Teich einer Abwasserteichanlage zu kultivieren um über den reduzierten Lichteinfall das Algenwachstum einzudämmen und zumindest bei längeren Aufenthaltszeiten > 20 d zu Verbesserungen des Abflusses zu kommen. Solche Verbesserungen setzen allerdings eine regelmäßige Ernte des Pflanzenmaterials voraus, da abgängige Pflanzenteile und deren Abbau im Teich an-

sonsten den Ablauf durch zusätzliche Mengen an organischen Frachten und suspendierten Stoffen belasten können.

7.5.5 Algenabtrieb im Teichablauf

Algen sind wesentlicher Bestandteil der Algenbiozönose. Insbesondere bei flachen Teichen in sonnenreichen, tropischen Regionen mit hohem Biomassewachstum kann der verstärkte Abtrieb von suspendierter Algenmasse analog zu vorstehend beschriebenen Makrophyten den Teichablauf als Sekundärverschmutzung stark belasten. Die Konzentration an suspendierten Schwebstoffen kann dabei weit über 150 mg/l betragen, während bei extrem algenarmen Abläufen im Idealfall Werte von 30 mg/l erzielt werden können (U.S. EPA, 2002).

Abhilfe kann durch Anordnung eines bepflanzten Ablaufbereichs bzw. eines Filterdamms geschaffen werden, wie in Kap 5.7.3 beschrieben wird.

Von verschiedenen Herstellern werden Lösungen zur Algenminimierung durch Einsatz von Hilfsmitteln im Teich angeboten. Diese basieren auf Ultraschall zur Zerstörung der Algenzellwände, spezieller Belüftungstechnik zur Bewegung des Wasserkörpers, aquatischen Farbstoffen zur Minderung des Lichteinfalls („Aquashade“) oder sonstigen biologischen und chemischen Hilfsstoffen bzw. speziellen Bakterien, die direkt auf die Algen oder auf ihren Lebensraum einwirken sollen (Rafter, 2006). Die Wirkung ist allerdings unter Umständen nur begrenzt verallgemeinerbar und in jedem Fall anlagenspezifisch zu testen.

Eine natürliche Reduktion des Algenwachstums stellt sich bei Beschattung der Oberfläche ein. So schlägt die U.S. EPA (2002) vor, schwimmende Kunststoffnetze auf dem letzten Teich einer Abwasserteichanlage zu installieren, um – wie vorstehenden Kapitel schon erwähnt – das Wachstum von Wasserlinsen (*Lemna*) zu fördern und damit den Lichteinfall zu reduzieren, was bei größeren Aufenthaltszeiten über 20 d zu Verbesserungen des Abflusses führen soll.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass der Austrag organischer Substanz in den Ablauf bei naturnahen Verfahren wie Abwasserteichen ein natürlicher Vorgang und nicht gänzlich zu vermeiden ist. Laut Mara (2005) können dabei rund 70 – 90 % des BSB₅ im Ablauf eines Teiches Algen zugeschrieben werden (laut von Sperling (2007) entspricht 1 mg Algen rund 1,4 mg BSB₅). In einschlägigen Vorschriften zur Ablaufqualität wird der Algenabtrieb oftmals durch die Verwendung gefilterter Proben bei Abwasserteichen berücksichtigt, siehe z. B. die europäische Richtlinie 91/271/EWG zur Behandlung kommunalen Abwassers, die die Gesamtkonzentration an suspendierten Schwebstoffen in ungefilterten Wasserproben dabei jedoch auf 150 mg/l begrenzt.

Auf die Besonderheiten von speziellen Algenteichen, in denen erhöhte Mengen an Algenbiomasse gezielt kultiviert werden, wird in den Kapitel 6.3.1 (Algenteiche) und 9.4 (Biomassegewinnung) eingegangen.

7.5.6 Veränderungen der Teich-Biozönose

Bei nicht bestimmungsgemäßigem Betrieb von Abwasserteichanlagen, insbesondere bei Überlastung mit organischer Fracht, kann es zu Veränderungen in der Biozönose des Teichs kommen, z. B. durch vermehrtes Auftreten von Cyanobakterien, Protozoen, Flagellaten etc., da sich bestimmte Spezies besser an die veränderten Bedingungen anpassen können. Das

Auftreten solcher Spezies kann im Umkehrschluss auch für die Einschätzung des Teichzustandes genutzt werden, wie im nachfolgenden Kapitel 7.6 ausführlicher beschrieben wird.

7.5.7 Insektenbefall (z. B. mit Moskitos)

Abwasserteiche bieten Lebensraum für zahlreiche Arthropoden (Gliederfüßer), insbesondere Insekten. Vor allem in Teichen mit geringer Wasserbewegung bzw. in unbewegte Zonen des Teichkörpers, z. B. aufgrund von Verkrautungen, kann es zu nennenswertem Befall mit Moskitos (Stechmücken) kommen. In entsprechend vorbelasteten Regionen dienen diese Insekten als Überträger (Vektor) beispielsweise von Arboviren (Arthropod-borne Viruses wie West-Nil- und Dengue-Virus), Protisten (wie dem Malaria-auslösenden Plasmodium) oder auch Nematoden (Fadenwürmern). Neben möglichen gesundheitlichen Aspekten kann übermäßiger Insektenbefall auch schlicht eine massive Belästigung für Menschen und Tiere darstellen. (Wallace, 2007)

Da jede Insektenspezies individuelle Anforderungen an ihren bevorzugten Lebensraum stellt, ist jedoch zu differenzieren, dass beispielsweise bestimmte Arten von Stechmücken nur in bestimmten Teichtypen brüten können. In abwassergespeisten Teichen kann sich beispielsweise *Culex pipens* vermehren, die die sogenannte Elefantenfußkrankheit überträgt. Die malariaübertragende *Anopheles*- und die *Aedes*-Mücken bevorzugen dagegen weniger verschmutztes Wasser und sind deshalb in Abwasserteichen eher selten zu finden. Lediglich in nachgeschalteten Schönungsteichen mit relativ sauberem Wasser und unbewegten Zonen im Wasserkörper finden solchen Mosquitoarten ein geeignetes Milieu als Brutstätte vor.

Die Verringerung des Insektenbefalls muss bei der gezielten Reduzierung der Larvenpopulation in den Teichen ansetzen („Larval Control“). Dabei lassen sich aus unterschiedlichen Literaturquellen folgende Ansatzpunkte ableiten:

- a) Konstruktive Maßnahmen zur Verhinderung hydraulischer Toträume und unbewegter Wasserflächen, wie eine geeignete Gestaltung des Teichkörpers und den Einbau von Leitwällen oder der Einsatz von Umwälzeinrichtungen. Förderlich sind auch steile (bis 1:1), befestigte Uferböschungen, die von Bewuchs frei sind, wie z. B. Betoneinfassungen.
- b) Betriebliche Maßnahmen, wie das Sauberhalten der Uferbereiche mit Entfernung von Verkrautungen und Unrat etc.
- c) Einsatz von Larviziden: Wallace (2007) berichtet aus den USA vom Einsatz biologischer Larvizide gegen Moskitolarven mittels *Bacillus sphaericus* (Bs), das als umweltverträglich angesehen wird, da es zumindest in nicht-aquatischer Umgebung natürlicherweise vorkommt, bzw. mittels *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (Bti), das ebenfalls verbreitet eingesetzt wird. Der Einsatz chemischer Pestizide erscheint im Hinblick auf die Auswirkungen auf die Wasserqualität dagegen eher fragwürdig.
- d) Besatz mit Fischen, was aber nur für spezielle Einsatzfälle infrage kommt. Pearson (2005) empfiehlt im Zusammenhang mit Makrophytenteichen, in denen Wasserpflanzen gezielt kultiviert werden, beispielsweise den Einsatz von Larven-fressenden Fischen der Gattungen *Gambusia* (Moskitofisch) und *Peocelia*.

7.5.8 Außerbetriebnahme von technischer Ausrüstung

In Entwicklungs- und Schwellenländern werden immer wieder Kläranlagen angetroffen, auf denen elektrisch betriebene Aggregate wie Belüfter und Pumpen abgeschaltet wurden, weil die finanziellen Mittel für den Energiebezug nicht vorhanden sind oder dringende Ersatzteile fehlen. Konstruktionselemente wie z. B. Leitwände aus Holz werden teilweise entfernt, weil das Material an anderer Stelle benötigt wird oder schlicht verrottet ist. Solche Eingriffe führen in aller Regel zur Verschlechterung der Reinigungsleistung.

Mara (1997) berichtet aber auch von Beispielen, in denen belüftete Teiche nach Abschaltung der Belüfter als Anaerobteiche weiterbetrieben wurden, mit vergleichbar guten Abbauleistungen unter der Voraussetzung eines angepassten Betriebs mit regelmäßiger Entschlammung. Sinnvoller ist es jedoch, in solchen Fällen die Teiche von vornherein als Anaerobteiche zu konzipieren und die Aufwendungen für die abgeschalteten Belüfter lieber in eine Abdeckung und Gasfassung zu investieren.

An dieser Stelle kann ansonsten nur wiederholt werden, dass zur Sicherstellung eines dauerhaft ordnungsgemäßen Anlagenbetriebs zwingend auch die Sicherstellung einer nachhaltigen Finanzierung desselben unabdingbar ist, ebenso wie die ausreichende Qualifizierung des Bedienpersonals für die Durchführung der erforderlichen Wartung. Dies ist bereits vor der Projektrealisierung zu berücksichtigen. Eine geordnete Wartung der vorhandenen Aggregate ist zudem durch Wartungspläne mit Angaben, welche Komponenten wann, wie und von wem gewartet werden, zu unterstützen.

Eine Besonderheit in Bezug auf Probleme mit der technischen Ausrüstung in Teichen stellt der Winterbetrieb dar: so ist bei starkem Frost in belüfteten Abwasserteichen ein Einfrieren der Teichoberfläche zum Schutz der eingebauten Technik zu verhindern (Kuba, 1998).

7.5.9 Schlammablagerungen, Verlandung

Das Ablagern von Schlamm im Teich stellt einen bestimmungsgemäßen Zustand dar. Eine regelmäßige Entschlammung der Teiche ist jedoch unumgänglich, um einen ausreichenden Wasserkörper zu erhalten. Ein durch Schlammablagerung stark reduziertes Reaktionsvolumen (resp. der dadurch reduzierten Aufenthaltszeit) kann zu einer Verschlechterung der Ablaufwerte und der Überlastung der Teiche führen.

Absetzteiche sind ca. jährlich zu räumen, für alle anderen Teichtypen sind in der Regel mehrjährige Räumungsintervalle ausreichend. Ausführliche Erläuterungen zur Schlamm-Thematik werden im unten folgenden Kapitel 7.7 gegeben.

7.6 Einschätzung des biologischen Zustandes von Abwasserteichen

Zur Einschätzung des Zustands der Teichanlage kann über die Farbe des Teichkörpers oft schon ein einfacher Blick gute Hinweise geben, wie in Tabelle 7.2 zusammengestellt ist. Die unterschiedlichen Färbungen sind u. a. auf Veränderungen in den Algen- und Bakterienpopulationen zurückzuführen.

Ein weiterer, einfach zu erfassender Indikator zur Frage, ob eine Teichanlage über- oder unterlastet ist, ergibt sich aus der mikroskopischen Analyse der Algenspezies: Da mit zuneh-

mender organischer Belastung die Diversität der Algenspezies abnimmt und Flagellata-Gattungen (Geißeltierchen) verstärkt dominieren, können im Umkehrschluss aus der vorhandenen Zusammensetzung der Spezies Rückschlüsse auf die Teichbelastung gezogen werden (Pearson, 2005).

Tabelle 7.2: Zusammenhang zwischen Färbung und (betrieblichem) Zustand von Abwasserteichen (von Sperling, 2007, Tab. 2.1; basierend auf Arceivala (1981) und CETESB (1989), modifiziert)

Teichfärbung	Interpretation
Dunkelgrün und teilweise transparent	<ul style="list-style-type: none"> • Unwesentliche Anwesenheit anderer Mikroorganismen im Ablauf • Hohe pH- und DO-Werte • Teich ist in guter Verfassung
Gelb-grün oder sehr klar	<ul style="list-style-type: none"> • Wachstum von Rädertierchen, Einzellern oder Krebsen, die sich von den Algen ernähren und deren Elimination in wenigen Tagen verursachen können • Wenn die Bedingungen anhalten, ist eine Abnahme des gelösten Sauerstoffs (DO) und gelegentlich ein unangenehmer Geruch feststellbar
Gräulich	<ul style="list-style-type: none"> • Überlastung mit organischer Fracht und/oder zu kurze hydraul. Aufenthaltszeit • Unvollständige Fermentation in der Schlammschicht • Der Teich sollte außer Betrieb genommen werden
Milchig-grün	<ul style="list-style-type: none"> • Der Teich ist in einem Prozess der Eigen-Ausflockung aufgrund von hohen pH-Werten und Temperaturen • Ausfällungen von Mangan- und Kalziumhydroxid, ziehen Algen und Mikroorganismen mit sich
Blau-gräulich	<ul style="list-style-type: none"> • Exzessive Ausbreitung von Cyanobakterien (Blualgen) • Die Blüte bestimmter Spezies bildet einen Schwimmschlamm, der bei seinem Zerfall zu unangenehmen Geruch führt, die Lichteindringung verringert und daraus resultierend zu einer Verringerung der Sauerstoffproduktion führt
Bräunlich-rot oder -violett	<ul style="list-style-type: none"> • Überlastung mit organischer Fracht • Auftreten anaerober, photosynthetisch Sulfid-oxidierender Bakterien (diese benötigen Licht und Sulfide, nutzen CO₂ als Elektronenakzeptor, produzieren keinen Sauerstoff und unterstützen nicht den BSB-Abbau)

7.7 Schlammanfall und -räumung

Wie bei allen biologischen Abwasserreinigungsverfahren fällt auch in Teichanlagen Schlamm an. Unbelüftete Teiche sollten spätestens geräumt werden, wenn die Schlammhöhe ein Viertel der ursprünglichen Wassertiefe erreicht hat (DWA-A 201, 2005), da ansonsten das Reaktionsvolumen und damit die Aufenthaltszeit signifikant reduziert werden. Bei anderen Teichtypen (Absatz-, Anaerob oder belüftete Teiche) hängt die maximal zulässige Schlammhöhe von den spezifischen funktionalen Erfordernissen und der Auslegung ab. Das Räumen des Schlammes wird in der Regel nur in langjährigen Abständen erforderlich (siehe z. B. Räumungsintervalle in Tabelle 7.4).

Bezüglich des Schlammanfalls geht man nach deutschem Regelwerk (DWA-A 201, 2005) für hiesige Verhältnisse von den Werten gemäß Tabelle 7.3 aus. Bei Anordnung eines Absatzteiches wird für dessen Bemessung ein Schlammraum von 0,15 m³/W angesetzt; dem liegt eine auf den Einwohnerwert bezogene Menge an ausgefaultem Schlamm von 0,3 l/d bei 500 Tagen Aufenthaltszeit zugrunde.

Infolge langer Lagerzeiten ist der Schlamm anaerob stabilisiert und es werden geringe oTR-Gehalte erreicht. Die anfallenden spezifischen Trockensubstanzmengen verringern sich laut DWA-A 201 auf 18 – 30 kg/(E·a).

Tabelle 7.3: Schlammmanfall in Abwasserteichen nach DWA-A 201 (2005)

Schlammmanfall	Einheit	Absetzteiche	unbelüftete Teiche	belüftete Teiche	Schönungsteiche
mit vorgeschaltetem Absetzteich	m ³ /(E·a)	0,13	0,07	0,07	0,05
ohne vorgeschaltetem Absetzteich	m ³ /(E·a)		0,20	0,20	0,05

Aus stärker internationaler Perspektive gibt von Sperling (2007) für unbelüftete Teiche die in Tabelle 7.4 zusammengestellten Werte an. Für belüftete Teiche wird in gleicher Quelle ein Schlammmanfall von 0,03 – 0,08 m³/(E·a) nach Arceivala (1981) zitiert. Grundsätzlich gilt, dass in kaltem Klima mehr Schlamm anfällt als in warmem Klima, da bei kühleren Temperaturen der am Teichboden angesammelte Schlamm einem geringeren anaeroben Abbau ausgesetzt ist. Dies erklärt auch die deutlich höheren Ansätze nach DWA-A 201.

Tabelle 7.4: Schlammraten für unbelüftete Teiche nach von Sperling (2007)

Parameter	Anaerobteich	Primärer Fakultativteich	Sekundärer Fakultativteich	Schönungsteich
Schlammmanfall (m ³ /(E·a))	0,02 – 0,10	0,03 – 0,09	0,03 – 0,05	-
Räumungsintervall (a)	< 7	> 15	> 20	> 20
TS-Konzentration im Schlamm (% TS)	> 10 % (a)	> 10 % (a)	> 10 % (a)	-
VS/TS-Verhältnis	< 50 %	< 50 %	< 50 %	-
Konzentration coliformer Bakterien im Schlamm (FC/g TS)	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴
Helmintheneier-Konzentration im Schlamm (Eier/g TS)	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³
Zusätzliche Behandlungserfordernisse	Entwässerung, (b)	Entwässerung, (b)	Entwässerung, (b)	-
Übliche Entsorgungspfade	(c)	(c)	(c)	-

Hinweis: Vorherige Grobstoffentfernung ist erforderlich.

(a) Bei Entnahme durch Pumpen kann die Konzentration auf Werte von 5 – 7 % sinken.

(b) Desinfektion (üblicherweise durch Kalkzugabe) im Falle einer landwirtschaftl. Schlammverwertung.

(c) Entsorgungspfade sind vergleichbar mit denen bei anderen Abwasserbehandlungsverfahren, wie Landwirtschaft, Landschaftsbau etc.

Für die Schlammräumung wurden weltweit diverse konstruktive und betriebliche Ansätze entwickelt, jedoch hat sich kein Konzept eindeutig durchsetzen können. Eine umfangreiche Gegenüberstellung zahlreicher Verfahren mit ihren Vor- und Nachteilen findet sich z. B. bei von Sperling (2007); in Tabelle 7.5 ist daraus ein Vergleich wesentlicher betrieblicher Faktoren zusammengestellt. Die Verfahrensauswahl hängt letztlich von den örtlichen Gegebenheiten wie der wirtschaftlichen Verfügbarkeit von Maschinen und Personal ab.

In jedem Fall sind eine gute Zugänglichkeit zu den Teichen (Umfahrbarkeit) und eine Begrenzung der Ausmaße der einzelnen Teiche schon bei der Planung zu berücksichtigen, um

die spätere Entschlammung nicht zusätzlich zu erschweren. Für die Dauer der Entschlammung ist Sorge zu tragen, dass es nicht zu übermäßigen Störungen der Abwasserbehandlung kommt. Ggf. sollte die Entschlammung wegen der dann höheren Reinigungsleistung in der warmen Jahreszeit durchgeführt werden.

Tabelle 7.5: Vergleich verschiedener Teichentschlammungsverfahren (von Sperling, 2007)

Verfahren	Leistung	Leichtigkeit des Betriebs	Ausführungsdauer	Schlammvolumen	Kosten
Manuelles Räumen
Mechanische Räumung mit Traktoren
Mechanisches Schürfen und Pumpen
Vakuumsaugsystem von Saugwagen
Hydraulische Entsorgungsleitung
(Nass-)Ausbaggerung
Pumpe auf Schwimmer
Robotersystem

Legende: • = gering, ..., = hoch

In vielen Ländern ist bei der Entsorgung und Verwertung des Schlammes zu beachten, dass er teilweise Wurmeier in beträchtlicher Zahl enthält (bis zu mehreren 100 Eiern/g TS), da der Hauptentfernungsweg von Wurmeiern aus dem Abwasser über die Sedimentation erfolgt. Parasitäre (Oo-)Zysten und Eier können über lange Zeiträume im Schlamm des Teiches überdauern. Das Überleben der Wurmeier hängen von der Dauer der Lagerzeit und dem Teichtyp ab. Gonçalves (1999) und von Sperling (2007) berichten beispielsweise von Überlebensraten von 1 – 10 % bei Anaerobteichen und bis zu 50 – 99 % bei Schönungsteichen mit kurzen Betriebszeiten von unter einem Jahr. Da eine nachträgliche Desinfektion der Schlämme aufwändig ist (z. B. durch thermische Behandlung oder solare Trocknung, für die aber bisher nur wenige großtechnische Erkenntnisse vorliegen) ist bei einer landwirtschaftlichen Schlammverwertung nur eine beschränkte Anwendung zu empfehlen, wie die Applikation nur für bestimmte Anbaupflanzen und Vegetationszeiträumen (analog der beschränkten Bewässerung bei der Wasserwiederverwendung, siehe z. B. WHO, 2006). Auch ist darauf hinzuweisen, dass bei Störungen des Schlammes im Teich mit einer Freisetzung bzw. Reaktivierung der Pathogene zu rechnen ist (Maynard et al., 1999).

7.8 Fazit

Gerade weil Abwasserteiche als vergleichsweise einfaches und robustes Abwasserreinigungsverfahren mit geringeren betrieblichen Anforderungen gelten, wird der Betrieb der Teichanlagen insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern teilweise so stark ver-

nachlässigt, dass sich früher oder später Verschlechterungen der Reinigungsleistung einstellen können. Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass Fehlfunktionen wie mangelhafte Ablaufwerte, Geruchsprobleme oder Insektenbefall überwiegend in einer schlechten Konzeption und unzureichenden Betriebsführung begründet sind und kein systembedingtes Manko der Teichtechnologie darstellen. Der Betrieb stellt sich in der Regel als der zentrale Engpassfaktor im Hinblick auf eine gute Leistungsfähigkeit der Anlagen dar. Allerdings ist zu beachten, dass andere Klärverfahren (mit steigendem Technisierungsgrad) noch viel stärker von einer ordnungsgemäßen Betriebsführung abhängig sind und Abwasserteiche damit trotz betrieblicher Herausforderungen oftmals die einzige überhaupt realisierbare Abwasserbehandlungstechnologiedarstellen. Dabei lassen sich viele Störungen meist mit einfachen betrieblichen Mittel vermeiden (weil Teiche ja in der Tat nur geringe betriebliche Anforderungen stellen, siehe Eingangssatz).

Vor allem in den nicht industrialisierten Ländern können mehrere Ursachen für die Betriebsprobleme ausgemacht werden, insbesondere a) besondere klimatische Standortbedingungen, die zu starkem Wachstum von Pflanzen und Algenmasse führen, b) die zu geringe Anzahl und das zu geringe Ausbildungsniveau des Betriebspersonals und c) die unzureichende Finanzierung des Anlagenbetriebs, die die laufenden Betriebskosten nicht decken, beispielsweise weil keine kostendeckenden Abwasserentgelte durchgesetzt werden.

Gerade für die beiden letztgenannten Punkte sind in Entwicklungsländern die Lösungsansätze – wie in vielen anderen Sektoren auch – im typischen Instrumentarium der Entwicklungszusammenarbeit zu suchen, wie die Etablierung von nachhaltigen Finanzierungsstrukturen und Capacity-Building-Maßnahmen zur Aus- und Weiterbildung von Betriebspersonal und Führungskräften für das übergeordnete Anlagenmanagement.

8 Abwasserdesinfektion

Der Teich als Desinfektionsanlage: Nach einer Einordnung der Thematik (Kap. 8.1) sowie der hygienischen Anforderungen an das Ablaufwasser (Kap. 8.2) werden die natürliche Desinfektionswirkung in Abwasserteichen (Kap. 8.3) und Möglichkeiten zur Verbesserung der mikrobiologischen Ablaufqualität durch nachgeschaltete technische Desinfektionseinrichtungen im Allgemeinen (Kap. 8.4) sowie im Besonderen für die UV-Bestrahlung (Kap. 8.5) ausführlich untersucht und weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt (Kap. 8.6).

8.1 Abwasserdesinfektion – ein Thema von zunehmender Relevanz

Durch Abwasser können Infektionskrankheiten verbreitet werden, insbesondere durch Krankheitserreger, die aus der Darmflora von Wirbeltieren stammen und in unbelasteten Gewässern in der Regel nicht nachweisbar sind.

In Deutschland hat die Desinfektion von Abwasser, nicht nur bei Abwasserteichen, kaum praktische Bedeutung, da das behandelte Abwasser hierzulande in der Regel nicht direkt mit Menschen in Kontakt kommt. Entsprechend gibt es in Deutschland nur wenige Kläranlagen, die eine Desinfektionsstufe zur Behandlung des Ablaufwassers betreiben, meist bei Einleitung in sensible oder für Erholungszwecke genutzte Gewässer, wie beispielsweise die obere Isar bei München (Bleistener und Popp, 2005). Abwasserteiche mit speziellen Anforderungen an die Desinfektion des Abwassers sind dem Autor in Deutschland nicht bekannt geworden.

Dagegen spielt die Abwasserdesinfektion im internationalen Maßstab eine zunehmend wichtigere Rolle, da Abwasser vielfach – kontrolliert und unkontrolliert – zur Wiederverwendung genutzt wird, insbesondere für Bewässerungszwecke in der Landwirtschaft (siehe auch Kapitel 4.3.5 zum Thema Wasserwiederverwendung).

Abwasserteichanlagen weisen aufgrund von sedimentations- sowie bio- und photochemischen Prozessen ein hohes Maß an natürlicher Desinfektionswirkung auf, wie nachfolgend in Kapitel 8.3 erläutert wird. Bei der gezielten Nutzung von Teichabläufen für Zwecke der Wiederverwendung (z. B. als Bewässerungswasser in der Landwirtschaft) können jedoch weitergehende Desinfektionsverfahren notwendig werden, die eine kontinuierliche Keimreduktion unabhängig von saisonalen Schwankungen sicherstellen. In Kapitel 8.4 werden dazu verschiedene Verfahren verglichen und in Kapitel 8.5 die Desinfektion mittels UV-Bestrahlung vertieft betrachtet.

Box 8.1: Begriffsdefinition „Desinfektion“

Kommunales Abwasser enthält – auch nach der biologischen Reinigung in Kläranlagen – noch eine große Anzahl von Mikroorganismen einschließlich Krankheitserregern, vor allem Bakterien, Viren und Parasiten, in vielen Ländern auch Wurmeier (siehe Anhang 1).

Eine überwiegende Zahl der Krankheitserreger stammt aus dem Verdauungstrakt von Menschen und Tieren. (ATV-M 205, 2013)

Die Abwasserdesinfektion hat die Aufgabe, die Krankheitserreger durch Entfernung, Abtötung oder Inaktivierung soweit zu reduzieren, dass eine Gesundheitsgefährdung durch die Nutzung des Wassers oder die Einleitungen in ein Gewässer nicht zu befürchten ist. Allgemein bedeutet der Begriff „Desinfektion“ laut Brockhaus (1997) „das Unschädlichmachen von Krankheitserregern“. Wenn man von **Desinfektion** im Zusammenhang mit der Abwasserreinigung spricht, wird der Begriff jedoch nicht im medizinischen Sinn als "Abtötung oder Inaktivierung aller pathogenen Mikroorganismen" verwendet, sondern als „Behandlung von Abwasser oder Schlamm zum Vermindern der Aktivität von Krankheitserregern unter einen vorgegebenen Wert“ (DIN EN 1085, 2007). Die Reduzierung kann dabei auch durch Rückhaltung bewirkt werden. In Abgrenzung zur Desinfektion wird die „Abtötung bzw. Abtrennung aller Mikroorganismen einschließlich ihrer Dauerformen“ als **Sterilisation** bezeichnet. Da die Begriffe **Entkeimung** und **Hygienisierung** im Bereich der Abwasserreinigung zu unspezifisch sind, wurde im ATV-M 205 (1998) empfohlen, sie nicht mehr zu verwenden.

8.2 Hygienische Anforderungen an behandeltes Abwasser

Die kaum zu überschauende Anzahl an pathogenen Mikroorganismen im Abwasser wird für die praktikable Definition von Qualitätsanforderungen und die Bestimmung der Wirksamkeit von Desinfektionsverfahren in der Regel durch ausgesuchte Indikatororganismen eingegrenzt. Erläuterungen zu relevanten Indikatororganismen und typischen Kennwerten zu mikrobiologischen Belastungen in kommunalem Abwasser werden in Anhang 1 (Auszüge aus Rudolph und Fuhrmann, 2010) gegeben. Wie dort beschrieben, haben sich in den einschlägigen internationalen Regelwerken (z. B. WHO-Guidelines, 2006) vor allem Escherichia Coli (E. Coli) und die Gruppe der coliformen Bakterien sowie Helmintheneier als maßgebliche Parameter etabliert. Diese werden zur Festlegung der Reinigungsziele zur Abwasserdesinfektion auch regelmäßig für Abwasserteichbemessungen herangezogen, wie im Bemessungskapitel 5.5 erläutert ist.

In Deutschland sind für die Einleitung von Abwasser in Gewässer bzw. in die öffentliche Kanalisation nach dem derzeitigen Stand der Technik keine Grenzwerte für mikrobiologische Parameter festgesetzt (Abwasserverordnung, 2004; DWA-M 205, 2013). Lediglich für Abwassererzeuger mit besonderem Gefährdungspotenzial wie Krankenhäusern oder Tierkörperbeseitigungsanstalten gelten branchenspezifische Hygieneanforderungen. Zudem können immissionsbezogen in Einzugsgebieten von besonders sensiblen Vorflutern oder bei Nutzung von Gewässern für Erholungszwecke besondere Anforderungen ausgesprochen werden, beispielsweise mit den Ziel der Einhaltung der Grenzwerte nach EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG.

Ein Regelwerk mit mikrobiologischen Qualitätsanforderungen für Wasser zur Wiederverwertung existiert in Deutschland (bisher) nicht. Anhaltspunkte zur Beurteilung von aufbereitetem Abwasser können speziell für Bewässerungswasser zum Teil aus der DIN 19650 (1999) abgeleitet werden (siehe Anhang 2), deren Anwendungsbereich jedoch vornehmlich auf Be-

wässerungswasser aus natürlich vorkommenden Gewässern abhebt und deshalb nur mittelbar für Abläufe aus Abwasserteichen herangezogen werden kann.

Anders als in Deutschland existieren im internationalen Umfeld zahlreiche Regelwerke und Guidelines, um Bevölkerung und Umwelt vor Gesundheitsgefahren durch Krankheitserreger im Abwasser zu schützen. Dies gilt insbesondere für den Bereich der Wasserwiederverwendung aus gereinigtem Abwasser, für die eine konsequente Einhaltung definierter Qualitätsanforderungen unablässig ist (Cornel und Meda, 2010). In Tabelle A2.2 und Tabelle A2.3 im Anhang 2 sind exemplarisch Zusammenstellungen der U.S. EPA (2004) mit zahlreichen Qualitätsanforderungen und Regelungen zur Wasserwiederverwendung aus verschiedenen Ländern wiedergegeben. Für detailliertere Angaben zu Anforderungen an die Wasseraufbereitung für Zwecke der Wasserwiederverwendung wird auf die einschlägige Literatur verwiesen (neben o. g. Quelle z. B. WHO, 2006; Bixio und Wintgens, 2006; Asano, 2007; Jiménez und Asano, 2008).

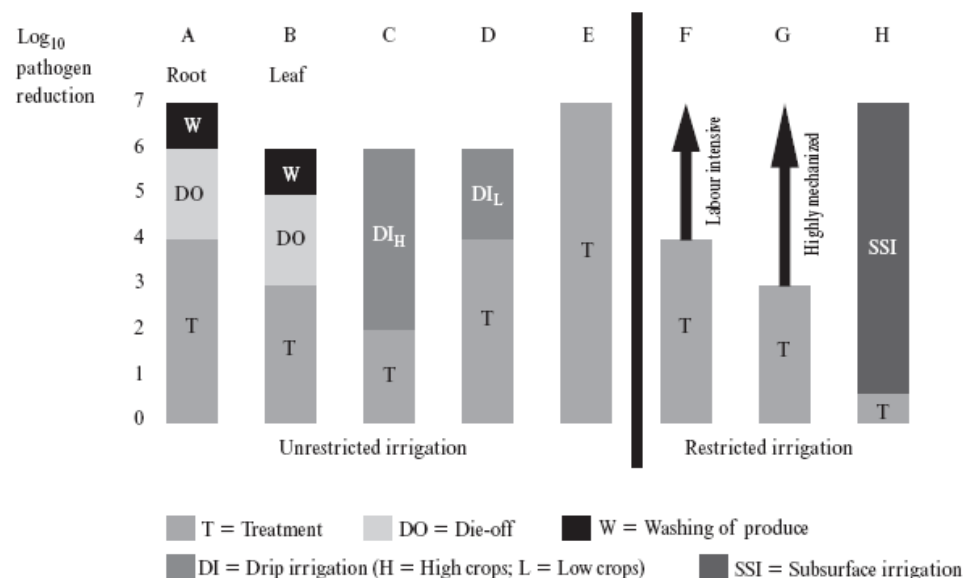


Bild 8.1: Beispiele aus den WHO-Guidelines (2006) für verschiedene Kombinationen von Maßnahmen zur Reduzierung der mikrobiologischen Belastung für die Erreichung spezifischer Gesundheitsziele ($\leq 10^{-6}$ DALY pro Person und Jahr, siehe Erläuterungen in WHO, 2006)

Die Anforderungen an relevante mikrobiologische und sonstige Parameter hängen stark von der Art der Wasserwiederverwendung und dem regionalen Randbedingungen ab. Die Gesetzgebung unterliegt dabei neben hygienischen auch politischen und vor allem ökonomischen Gesichtspunkten, insbesondere in Bezug auf die Abwasserbehandlungs- und die Überwachungskosten. In den industrialisierten Ländern besteht eher die Neigung, auf der Grundlage verfügbarer Hightech-Lösungen niedrige Grenzwerte zur Minimierung der Gesundheitsrisiken festzulegen, deren Übertragung auf Schwellen- und Entwicklungsländer jedoch oftmals nicht zielführend ist. Wegen geringer finanzieller Ressourcen, mangelnder betrieblicher Erfahrungen und fehlender Überwachung sind anspruchsvolle und kostenintensive Hightech-basierte Lösungen vielfach nicht nachhaltig umsetzbar. Seit vielen Jahren gibt es daher Be-

strebungen zu besser angepassten Lowcost-Ansätzen, die ihren Niederschlag auch in den Regelungen der 2006 überarbeiteten WHO-Guidelines zur Wasserwiederverwendung (WHO, 2006) gefunden haben. Abweichend von früheren Ansätzen, die im Wesentlichen auf starren Vorgaben für die Abwasserreinigung basierten, zeichnet sie sich durch Definition von Gesundheitsschutzziele aus, die durch eine Kombination von Abwasserreinigung mit verschiedenen anderen Gesundheitsschutzmaßnahmen, wie z. B. das Abwaschen der Produkte, erreicht werden können (siehe Bild 8.1).

Damit eröffnen sich auch Ansatzpunkte für den Einsatz von Abwasserteichen in der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung: Wie in Bild 8.1 anschaulich dargestellt, kann die in Abwasserteichen erzielbare Reduktion der mikrobiologischen Belastung von mehreren Log-Stufen in Kombination mit anderen Maßnahmen des Gesundheitsschutzes als wichtige Komponente bei Konzepten zur Gesamtkeimreduktion für die Wasserwiederverwendung genutzt werden.

Besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang auch der Tatsache zu, dass Abwasserteichanlagen mit langen Aufenthaltsdauern eine hohe Rückhaltung von Wurmeiern bieten und Wurmerkrankungen im Zusammenhang mit der Abwassernutzung sich als eine der zentralen Gesundheitsgefährdungen in Entwicklungsländern darstellen (WHO, 1989).

8.3 Natürliche Reduktion der Keimbelastung in Teichkläranlagen

8.3.1 Desinfektionswirkung in Abwasserteichen

Durch Sedimentation sowie bio- und photochemische Prozesse kommt es in Abwasserteichanlagen zu signifikanten Minderungen von mikrobiologischen Belastungen. Diese natürliche Desinfektionswirkung ist ein bekanntes und in der Literatur ausführlich beschriebenes Phänomen.

Im Allgemeinen werden für Teichkläranlagen Reduktionen für fäkalcoliforme Indikatorbakterien von rund 3 – 4 Log-Stufen oder mehr angegeben (z. B. EPA, 2004; Mara, 2004; WHO, 2006; Jiménez et al., 2010). Ergebnisse eigener Messreihen von mehreren Teichkläranlagen in Nordrhein-Westfalen verifizieren diese Angaben, wie man Bild 8.2 entnehmen kann (Fuhrmann und Rudolph, 2007). Bei mehrstufigen Anlagen mit Schönungsteichen können vielfach auch Reduktionsraten bis zu 6 Log-Stufen erzielt werden (EPA, 2004). Dies kann nach Erfahrungen des Verfassers (vgl. beispielsweise Bild 8.2 mit ebenfalls teilweise mehrstufigen Anlagen) jedoch nur unter optimalen Bedingungen sichergestellt werden.

Besonders deutlich stellt sich die Desinfektionswirkung für Helmintheneier dar. Wie in Abschnitt 5.5.4 beschrieben, erreichen Abwasserteiche durch Sedimentationswirkung eine nahezu 100 %ige Rückhaltung von Wurmeiern aus dem Ablauf von Teichabläufen. Sie erfüllen damit i. d. R. ohne weitere Nachbehandlung auch die Standardanforderungen der aktuellen WHO-Guideline (2006) von ≤ 1 Ei/Liter für die Wasserwiederverwendung.

Angaben zu weiteren Indikatororganismen und verschiedenen Konstellationen von Abwasserteichanlagen hat von Sperling (2007) in Tabelle 8.1 zusammengestellt. Weitere zahlenmäßige Angaben und Grundlagen zur Berechnung der Reduktion von mikrobiologischen

Belastungen in Abwasserteichanlagen werden zudem exemplarisch im Bemessungs-Kapitel 5.5 dargelegt.

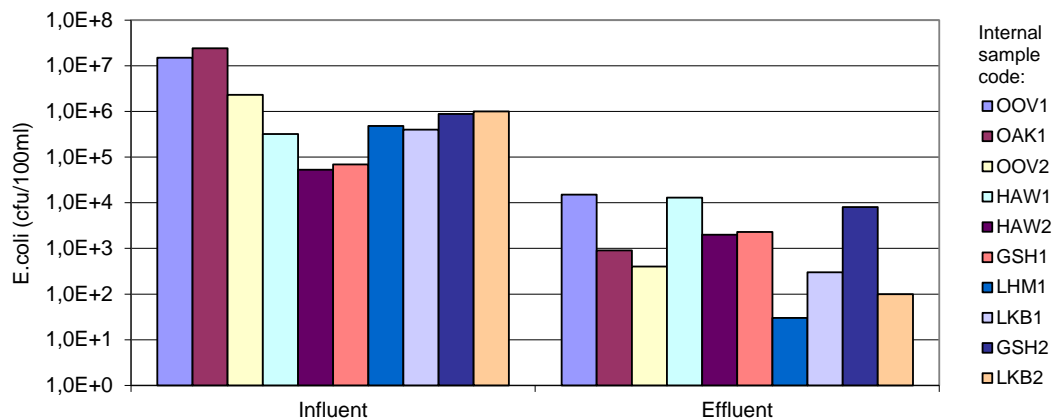


Bild 8.2: Vergleich des Gehalts an Escherichia coli im Zu- und Ablauf von verschiedenen Teichkläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Untersuchungen 2005 – 2007 (Fuhrmann und Rudolph, 2007)

Tabelle 8.1: Typische Reduktionsraten für verschiedene pathogene und Indikatororganismen in Abwasserteichanlagen (von Sperling, 2007)

Organismus	Facultativ-teich	Anaerobt. – Fakultativ.	Fakultativ. – Schönungst.	Anaerobt. – Fakultativ. – Schönungst.	UASB-Reaktor – Schönungst.
Coliforme Bakterien	1-2 log	1-2 log	3-6 log	3-6 log	3-6 log
Pathogene Bakterien	1-2 log	1-2 log	3-6 log	3-6 log	3-6 log
Viren	≤ 1 log	≈ 1 log	2-4 log	2-4 log	2-4 log
Einzeller (Protozoan Cysts)	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%
Helmintheneier	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%

* 1 Log-Stufe = 90 %; 2 Log-Stufen = 99 %; 3 Log-Stufen = 99,9 %; ...; 6 Log-Stufen = 99,9999 %

8.3.2 Vergleich mit konventionellen Kläranlagen

Zum Vergleich der Desinfektionswirkung in Abwasserteichen ist in Bild 8.3 aus dem DWA-M 205 (2013) der Abbau in konventionellen Kläranlagen anhand von fäkalcoliformen Bakterien dargestellt. Ähnliche Größenordnungen zeigen sich auch in der Zusammenstellung in Tabelle 8.2 aus Metcalf & Eddy (2003) bzw. Tabelle 8.3 aus der WHO-Guideline (2006). Es fällt auf, dass die weit verbreiteten mehrstufigen Teichsysteme aus unbelüftetem Fakultativteich und einem oder mehreren nachgeschalteten Schönungsteichen in der Regel eine um mehrere Log-Stufen bessere Reduktionswirkung zeigen als konventionelle Kläranlagen. Auch andere natürliche Reinigungsverfahren erreichen die Reduktionsraten von Teichanlagen nur bei mehrstufiger Anordnung. Beispielsweise erzielen einstufige bepflanzte Bodenfilter laut DWA-A 262 (2006) in der Regel Eliminationsraten von 1,5 – 2,5 Zehnerpotenzen bezogen auf wichtige Indikatororganismen, erst in Reihe angeordnete mehrstufige bepflanzte Boden-

filter weisen deutlich bessere Eliminationsleistungen auf. Auch für Pflanzenkläranlagen in einfacher Bauweise werden lediglich geringe Reduktionsraten von 1 – 2 Log-Stufen laut U.S. EPA (2004) bzw. 0,5 – 3 Log-Stufen in Tabelle 8.3 nach WHO (2006) angegeben.

Ähnlich stellt sich die Situation bei Helmintheneiern dar, die in Abwasserteichen zu 100 % zurückgehalten werden können. Laut AVT-M 205 (1998) werden bei konventionellen Kläranlagen Wurmparasiten bzw. deren Dauerformen zu 70 – 90 % im Schlamm der mechanischen Stufe angereichert und der Rest wird zum größten Teil über den Überschussschlamm entnommen, jedoch kann eine kleine Menge weiterhin in den Ablauf gelangen. Mara (2004) gibt insgesamt Reduktionen von 90 – 99 % an.

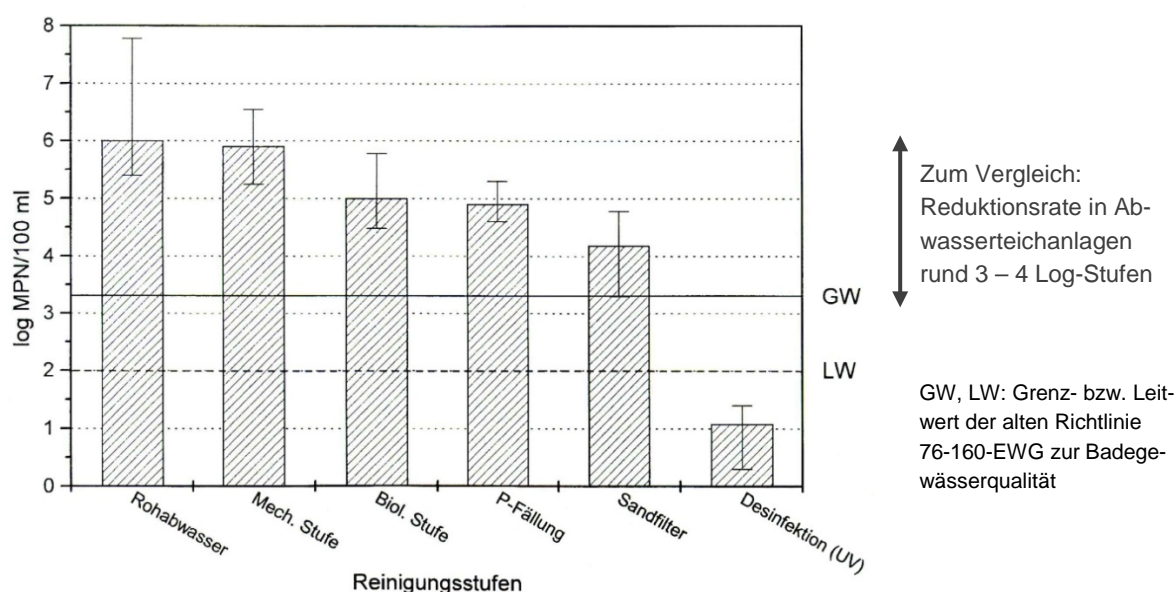


Bild 8.3: Gehalt an fäkalcoliformen Bakterien im Rohabwasser und in den Abläufen der einzelnen Reinigungsstufen einer kommunalen Kläranlage (ATV-M 205, 1998 bzw. DWA-M, 2013)

Tabelle 8.2: Entfernung bzw. Elimination von Bakterien in verschiedenen Behandlungsstufen (Metcalf & Eddy, 2003, Tab. 12-2)

Behandlungsstufe	Reduktion (%)
Grobrechen	0 – 5
Feinrechen	10 – 20
Sandfang	10 – 25
Sedimentation	25 – 75
Chemische Fällung	40 – 80
Tropfkörper	90 – 95
Belebungsanlage	90 – 98
Chlorung des behandelten Abwassers	98 – 99.999

Tabelle 8.3: Reduktion und Inaktivierung von Krankheitserregern durch verschiedene Abwasserbehandlungsverfahren (WHO, 2006, Tab. 5.2)

Behandlungsprozess	Entfernung des Erregers in Log-Stufen			
	Viren	Bakterien	Protozoen (Oozysten)	Helmintheneier
Verfahren mit geringer spez. Belastung				
Abwasserteichanlage	1 – 4	1 – 6	1 – 4	1 – 3 ^{b)}
Abwasserspeicher-/behandlungsanlage	1 – 4	1 – 6	1 – 4	1 – 3 ^{b)}
Pflanzenkläranlage	1 – 2	0,5 – 3	0,5 – 2	1 – 3 ^{b)}
Verfahren mit hoher spez. Belastung				
<i>1. Reinigungsstufe</i>				
Vorklärung	0 – 1	0 – 1	0 – 1	0 – <1 ^{b)}
Chemisch unterstützte Vorklärung	1 – 2	1 – 2	1 – 2	1 – 3 ^{b)}
UASB-Reaktor	0 – 1	0,5 – 1,5	0 – 1	0,5 – 1 ^{b)}
<i>2. Reinigungsstufe</i>				
Belebtschlamm + Nachklärung	0 – 2	1 – 2	0 – 1	1 – <2 ^{b)}
Tropfkörper + Nachklärung	0 – 2	1 – 2	0 – 1	1 – 2 ^{c)}
Belüfteter Abwasserteich + Absetzteich	1 – 2	1 – 2	0 – 1	1 – 3 ^{c)}
<i>3. Reinigungsstufe</i>				
Fällung / Flockung	1 – 3	0 – 1	1 – 3	2 ^{b)}
Hochlast-Grobkornfiltration oder Langsam-Sandfiltration	1 – 3	0 – 3	0 – 3	1 – 3 ^{b)}
Doppelte Filtration	1 – 3	0 – 1	1 – 3	2 – 3 ^{b,d)}
Membranverfahren	2,5 – >6	3,5 – >6	>6	>3 ^{b,d)}
<i>Desinfektion</i>				
Chlorung (freies Chlor)	1 – 3	2 – 6	0 – 1,5	0 – <1 ^{b)}
Ozonierung	3 – 6	2 – 6	1 – 2	0 – 2 ^{e)}
UV-Bestrahlung	1 – >3	2 – >4	>3	0 ^{e)}

Quellen (ausführliche Informationen siehe WHO, 2006): Feachem et al. (1983); Schwartzbrod et al. (1989); Sobsey (1989); El-Gohary et al. (1993); Rivera et al. (1995); Rose et al. (1996, 1997); Strauss (1996); Landa, Capella und Jiménez (1997); Clancy et al. (1998); National Research Council (1998); Yates und Gerba (1998); Karimi, Vickers und Harasick (1999); Lazarova et al. (2000); Jiménez et al. (2001); Jiménez und Chavez (2002); Jiménez (2003, 2005); von Sperling et al. (2003); Mara (2004); Rojas-Valencia et al. (2004); WHO (2004a); NRMCC und EPHCA (2005).

a) Die in Log-Stufen angegebenen Reduktionen beziehen sich auf \log_{10} (Anfangskonzentration / Ablaufkonzentration), d.h. 1 Log-Stufe Reduktion = 90 %ige Reduktion; 2 Log-Stufen Reduktion = 99 %ige Reduktion, etc.

b) Daten aus großtechnischen Anlagen.

c) Theoretische Reinigungswirkung basierend auf Entfernung-Mechanismus.

d) Daten aus Tests mit bis zu 2 Log-Stufen ursprünglichem Inhalt, Reduktion kann größer sein als angegeben.

e) Daten aus Laboruntersuchungen.

8.3.3 Wirkungsmechanismen

Der Abbau von mikrobiologischen Belastungen in Abwasserteichen beruht im Wesentlichen auf der Kombination von zwei Schlüsselprozessen:

- der Entfernung durch Sedimentation von Partikel-gebundenen Keimen und Wurmeiern sowie
- der Inaktivierung durch bio- und photochemische Prozesse, u. a. angeregt durch Sonnenlicht.

Der Grad der Desinfektionswirkung auf unterschiedliche Mikroorganismen wird dabei von verschiedenen Faktoren beeinflusst, wie in Tabelle 8.4 von Davies-Colley (2000) gezeigt. Die genaue Zuordnung und Wichtung der Einflussfaktoren zu einzelnen Mikroorganismen wird in der Fachwelt teilweise kontrovers diskutiert, wie beispielsweise die Frage, welche Organismen durch Adsorption an Partikeln und Algen gebunden und mit diesen ggf. im Schlamm angereichert werden (vgl. z. B. Curtis et al., 1992).

Tabelle 8.4: Faktoren, denen die Verursachung oder Beeinflussung der Desinfektionswirkung in Abwasserteichen zugesprochen wird (Davies-Colley, 2005)

Faktor	Wahrscheinliche Wirkung	Betroffene Mikroorganismen ¹	Relevante Teicharten ²
Temperatur	Beeinflussung der Größe der Keimreduktion	B, V, P, H	A, F, M
Hydraulische Aufenthaltsdauer	Beeinflussung des Umfangs der Keimreduktion (Wirkungsdauer)	B, V, P, H	A, F, M
Algtoxine	Algensekrete sind für bestimmte Bakterien toxisch	Überwiegend B?	F, M
Sedimentation	Absetzen von infektiösen Partikeln (z. B. Ova, Cysts)	H	A, F, M
	Absetzen von aggregierten Feststoffen, die infektiöse Partikeln beinhalten	P, H (B, V?)	A, F, M
'Biologische Desinfektion'	Aufnahme durch höhere Organismen (Einzeller)	B, V (P?)	F, M
Sonnenlicht	DNA-Schäden durch solare UV-B-Strahlung	B ³ , V, P	F, M
	oder Photooxidation (DO-sensitiv) (abh. von Wellenlängenbereich)	B (P?)	F, M

1 Mikroorganismen: B = Bakterien, V = Viren, P = Einzeller (Protozoan parasites), H = Helminthen.

2 Teicharten: A = Anaerobteich, F = Fakultativteich, M = Schönungsteich

3 Ein Großteil der DNA-Schäden bei Bakterien durch UV-B-Strahlung wird repariert; der letale Effekt entsteht vorwiegend durch die Überschreitung des Reparaturvermögens

Die einzelnen Einflussgrößen, die teilweise stark interdependent sind, werden nachfolgend kurz erläutert (u. a. nach Davies-Colley, 2005):

- **Wassertemperatur**

Die direkte Temperatureinwirkung alleine ist für Mikroorganismen nur tödlich bei hohen Werten ab rund 45 °C (Thermoschock), daher kann sie bei Teichanlagen in der Regel nur als sekundärer Faktor über die Erhöhung der Geschwindigkeit der biologischen Prozesse angesehen werden – wo sie jedoch eine essentielle Rolle spielt, wie bei den Erläuterungen zur Teichbemessung in Kapitel 5 gezeigt wird.

- **Aufenthaltszeit**

Die lange Aufenthaltsdauer (Hydraulic Retention Time) in Teichkläranlagen stellt einen wesentlichen Unterschied zu den kompakteren technischen Kläranlagen dar, der erst die hohe natürliche Desinfektionswirkung ermöglicht. Die Aufenthaltszeit selber ist allerdings lediglich sekundärer Faktor, da sie nur die Dauer beeinflusst, die den primären Wir-

kungsmechanismen wie z. B. Sedimentationsprozessen zur Verfügung steht (Maynard et al., 1999).

- **Algtoxine**

Die Relevanz dieses Mechanismus ist noch unklar. Einige Forscher behaupten, dass bestimmte Algen in Abwasserteichen extrazelluläres Material produzieren, das toxisch auf fäkale Bakterien wirkt. Oufdou et al. (2001) berichten, dass in Abwasserteichen vorkommende Cyanobakterien (Blaualgen) toxisch auf *E. coli*, *Salmonella* und einige andere Bakterien wirken. Maynard et al. (1999) zitiert hingegen andere Studien, die dem widersprechen.

- **Sedimentation**

Die Sedimentation in Abwasserteichen gilt als der dominierende Mechanismus für die Beseitigung von Helmintheneiern, siehe Abschnitt 5.5.

Protozoen werden in Abwasserteichen durch Sedimentation ebenfalls recht effizient entfernt (Grimason et al., 1993). Da z. B. die Absetzgeschwindigkeit von isolierten Oozysten (Entwicklungsstadium von Sporentierchen) eher gering ist (2,2 – 2,8 cm/h bei *Cryptosporidium*-Oozysten), scheint ihre Aggregation mit absetzbaren Stoffen nahe liegend.

Parasitäre (Oo-)Zysten und Eier können über lange Zeiträume im Schlamm des Teiches überleben; daher ist bei jeder Beeinträchtigung der „Schlammruhe“, z. B. durch Aufwirbeln von Schlammmasse, mit einer Reaktivierung der Pathogene zu rechnen (Maynard et al., 1999).

Bakterien und Viren könnten im Prinzip ebenfalls durch Sedimentation entfernt werden, wenn sie an absetzbaren Stoffen wie Partikeln oder Algen anhaften. Es gibt jedoch wenige Informationen zu dem Potenzial dieses Mechanismus. Zur Virusentfernung wurde beobachtet, dass Feststoffe in Abwasserteichen unter aeroben Verhältnissen Coliphagen (also Viren, die *E.-coli*-Bakterien befallen) sorbieren (Ohgaki et al., 1986).

- **„Biologische“ Desinfektion durch Mikrofauna**

Abwasserteiche beherbergen eine diversifizierte Mikrofauna, die ihre Nahrung aus der Aufnahme von Schmutzwasserfeststoffen und Mikroben bezieht (Räuber-Beute-Wechselwirkungen). Die Filtrieraktivität von Zooplankton und Daphnien führt dabei zur Keimminderung, wobei Daphnien überwiegend auf gemäßigte Klimaten begrenzt sind, während in den Tropen eher *Moina* bzw. kleinere Zooplanktonarten verbreitet sind (Hillbrecht und Panning, 2007). Die Aufnahme von Mikroben mit hygienischen Belangen, wie Bakterien, Viren oder auch Oozysten, kann deren Inaktivierung bei der Verdauung verursachen. Auch wenn ausgeschiedene Mikroorganismen nicht inaktiviert sind (d. h. sie sind noch kultivierbar), liegt es nahe, dass eine Einkapselung in Kotpillen (Faecal pellets) die Infektiosität reduziert und die Beseitigung durch Sedimentation begünstigt.

Das Phänomen der Desinfektion durch die Mikrofauna wurde in Pflanzenkläranlagen erforscht (Decamp and Warren, 1998), doch ist eine Übertragbarkeit auf Abwasserteiche anzunehmen. Manage et al. (2002) beschreiben die Entfernung von virusähnlichen Partikeln durch die Aufnahme von Flagellanten in stark nährstoffreichen (hypereutrophen)

kommunalen Teichen und es liegt nahe, dass sich in Abwasserteichen ein ähnlicher Prozess einstellen wird.

- **pH-Wert**

Natürlicherweise variiert der pH-Wert im Abwasserteich im Tagesgang u. a. durch CO_2 -Bindung während der Wachstumsphase der Algen und kann durch Photosynthesewirkungen erhöht werden (siehe Erläuterungen in Kapitel 6.3.1 zu Algenteichen). Der pH-Wert als primärer Wirkungsmechanismus setzt erst bei sehr hohen Werten > 9 ein. Eine Inaktivierung oder Elimination beispielsweise von *E. coli* wird von Rose et al. (2002a) sowie Parhad und Rao (1962) für pH-Wert $\geq 9,2$ berichtet. Solche Werte können zwar bei entsprechender Photosynthesewirkung punktuell auftreten, werden in normalen Abwasserteichen aufgrund der Verdünnungswirkung jedoch nicht volumenumfassend angetroffen.

Die Wirkung des pH-Werts interagiert zudem stark mit dem Sonnenlicht. Davis-Colley et al. (2000) zeigen in Bild 8.4 sehr anschaulich, dass die Absterberaten mit steigendem pH-Wert bei zunehmender Exposition von Sonnenlicht zunehmen, während die Wirkung ohne Sonneneinstrahlung sehr gering ausfällt (siehe nächster Punkt). Davis-Colley (2005) zitiert zudem Untersuchungen von Curties et al. (1992), bei denen erhöhte pH-Werte im Dunkeln abgesehen von den oben genannten extrem hohen Werten keine toxischen Wirkungen zeigten, was er als weiteren Beleg dafür deutet, dass die antibakterielle Wirkung erhöhter pH-Werte erst im Zusammenwirken mit Sonnenlicht vollständig entfaltet wird.

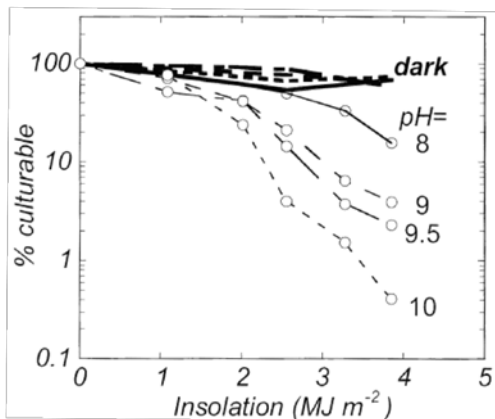


Bild 8.4: Überlebensraten von Fäkalcoliformen, die in Abwasserteichabläufen in kleinen, abgeteilten, durchmischten Bereichen mit verschiedenen pH-Werten Sonnenlicht ausgesetzt waren (Davis-Colley et al., 2000)

- **Solare Desinfektion**

Dem Sonnenlicht wird eine zentrale Rolle bei der natürlichen Desinfektion in Teichanlagen zugesprochen (u. a. Maynard et al., 1999; Mayo, 1995), wie auch in Bild 8.4 von Davis-Colley et al. (2000) anschaulich gezeigt wird. Anknüpfend an diese Abbildung benennt Davis-Colley (2005) weitere Untersuchungen verschiedener Autoren, die zeigen, dass Sonnenlicht direkt einen hohen Einfluss auf die Eliminationsrate von Indikatorbakterien hat und die Eliminationsraten bei Dunkelheit stark zurückgehen. Calkins et al. (1976) und Moeller und Calkins (1980) schlossen aus Versuchen, dass UV-B-Strahlung im Sonnenlicht der Hauptgrund des Absterbens war; spätere Arbeiten haben gezeigt, dass größere Wellenlängen (>320 nm) auf einige Organismen ebenfalls Wirkungen zeigen. Mara

(1997) weist auf Studien von Curtis et al. (1992) hin, nach denen Licht im Wellenlängenbereich 425 – 700 nm ebenfalls bakterienschädigenden Einfluss über die Einwirkung auf Huminstoffe hat, die Fäkalbakterien schädigen können (gemäß Punkt 3 in untenstehender Auflistung).

Für die direkte solare Desinfektion gehen Davis-Colley et al. (2000) zusammenfassend von drei Hauptmechanismen aus, die parallel ablaufen (siehe auch Tabelle 8.5):

1. Absorption von solarer UV-B-Strahlung im Bereich 300 – 320 nm durch die DNS mit der Folge einer direkten Schädigung.
2. Absorption von solarer kurzwelliger UV-B- und einiger kurzwelliger UV-A-Strahlung durch Zellbestandteile (Endogeneous Photo-Sensitizer), die mit Sauerstoff reagieren, hochreaktive photooxidierende Bestandteile bilden und Schäden im Inneren der Zelle oder dem Virus verursachen.
3. Absorption durch extra-zelluläre Bestandteile (Exogene Photo-Sensitizer) in einem weiten Spektrum von UV- bis sichtbarem Sonnenlicht, die mit Sauerstoff reagieren, hochreaktive photooxidierende Bestandteile bilden und von außen Schäden an der Zelle oder dem Virus verursachen.

Tabelle 8.5: Merkmale der drei Hauptmechanismen der solaren Desinfektion in Abwasserteichen nach Davis-Colley et al. (2000)

Mechanismus	Relevante Wellenlänge (nm)	Absorbiert von	Primäres Ziel	DO-Abhängigkeit	pH-Abhängigkeit	Reparaturfähig
1) Photobiologische DNA-Schäden	UV-B, 300 – 320	DNA	DNA	Nein	Nein	Ja (Bakterien)
2) Photooxidative Schäden (hauptsächlich der DNA)	UV-B (+UV-A?)	DNA (+ andere Zellbestandteile?)	DNA	Nein	Nein	Ja (Bakterien)
3) Photooxidative Schäden der äußeren Strukturen	300 – 550	Humics, Organische Feststoffe	Zellmembranen, Kapsid-Proteine?	Ja	Einige Bakterien (einschl. E. coli)	Nein

Neben der direkten Wirkung hat die Sonneneinstrahlung auch indirekten Einfluss auf keimreduzierende Effekte in Abwasserteichen, wie die Erhöhung der Temperatur und die Intensivierung der Photosynthese, die wiederum zu einer Erhöhung des pH-Wertes führt (Mara, 1997).

Wie teilweise auch in vorstehenden Punkten bereits benannt, können verschiedene Parameter wie gelöster Sauerstoff (DO) und pH-Wert in den Abwasserteichen die Wirkung von Sonnenlicht beispielsweise auf die Indikatororganismen von fäkaloliformen Bakterien und E. coli beeinflussen (Curtis et al., 1992; Davies-Colley et al., 1999). Wie das Sonnenlicht sind diese ebenfalls tageszeitlichen Schwankungen unterworfen bzw. interagieren mit der Intensität des Sonneneinfalls, sodass es hier starke Wechselbeziehungen gibt.

In Neuseeland gibt es Untersuchungen, die sich verstärkt den Wirkungen bei fehlendem Sonnenlicht („Dark Removal“) widmen, hier stehen aber noch verallgemeinerbare Ergebnisse aus (z. B. Weaver et al., 2010).

Problematisch bei allen genannten Untersuchungen ist die Tatsache, dass sie teilweise unter Laborbedingungen erfolgen, die als Batch-Reaktoren ausgelegt sind und dort als geschlossenes System zu besseren Ergebnissen führen als in realen Abwasserteichen, die als Durchflussreaktoren wirken. Oder sie konzentrieren sich auf einzelne Parameter (z. B. pH-Wert oder Sonneneinstrahlung); in der Realität sind die verschiedenen physikalischen, biologischen und chemischen Bedingungen in den Teichen jedoch stark interdependent und in Abhängigkeit von Tagesgang und Jahreszeiten zudem hoch variabel.

8.3.4 Gezielte Erhöhung der Desinfektionswirkung in Teichen

„Viel hilft viel“ – wie aus den Bemessungsformeln in Kapitel 5.5 erkennbar, lässt sich die Desinfektionswirkung tatsächlich durch Vergrößerung der hydraulischen Aufenthaltszeit weiter erhöhen; zumindest in bestimmtem Umfang, dem durch die geringer werdenden Effizienzzuwächse bei Abbauprozessen 1. Ordnung nicht zuletzt durch wirtschaftliche Gründe Grenzen gesetzt sind). Aus den vorgenannten Kapiteln sowie den Erläuterungen zur Teichgestaltung in Kapitel 5 lassen sich jedoch auch ohne Vergrößerung der Teiche geeignete Ansätze zur Steigerung der Desinfektionsrate in Abwasserteichanlagen ableiten, wie in Tabelle 8.6 zusammengestellt ist.

Tabelle 8.6: Ansätze für eine Verbesserung der Desinfektionswirkung in Teichanlagen

Maßnahme	Erläuterung
Verbesserung der hydraulischen Situation in den Teichen	Ziel: Vermeidung von Kurzschlussströmungen, möglichst gleichmäßige Ausnutzung des gesamten Volumens und Annäherung an Plug Flow im Teichkörper; z. B. durch <ul style="list-style-type: none"> - Kaskadierung, - Einbau von Leitwällen, - Optimierte Gestaltung von Zu- und Ablaufsituation
Vergrößerung / Erhaltung des nutzbaren Teichvolumens	Bau größeren Teichvolumens sowie Erhaltung des vorhandenen Volumens durch regelmäßige Entschlammung, Entkrautung
Ablaufbehandlung	Filterdämme im Ablaufbereich
Erhöhung der Insolation	Vermeidung von Beschattung, Anlegen von Flachwasserzonen (Effekte sind jedoch nicht quantitativ belegt)

Ganz wesentlichen Einfluss auf die Reinigungsleistung einer Abwasserteichanlage – einschließlich der Keimreduktion – hat die durch Gestaltung und Formgebung der Teiche gegebene hydraulische Situation, wie in Kapitel 5.7 erläutert wird. Eine gezielte Erhöhung der Desinfektionswirkung muss daher vor allem bei einer hydraulischen Optimierung der Teichanlage ansetzen. Die hydraulischen Verhältnisse lassen sich beispielsweise durch Verbesserung der hydraulischen Zulauf- und Ablaufgestaltung, die Reihenschaltung von Teichen, Einbau von Leitwällen etc. sehr effektiv verbessern, siehe die Beispiele in Kapitel 5.7.5 (sehr anschaulich gezeigt wird der Einfluss der hydraulischen Situation in Bild 5.16 auf S. 66 von Shilton und Harrison (2003) anhand verschiedener Anordnungen von Leitwällen). Eine Ver-

besserung der hygienischen Ablaufqualität ist zudem über teichspezifische Ablauffilter, z. B. in Form von Filterdämmen und Gesteinsschüttungen (Rock Filter) zu erreichen (Johnson und Mara, 2005).

Da die Sonneneinstrahlung als einer der Schlüsselfaktoren bei der Abwasserdesinfektion in Teichanlagen genannt wird, wäre auch eine gezielte Erhöhung der Insolation durch Verminderung Schatten spendender Bäume oder die Ausbildung von Flachwasserzonen mit stärkerer Durchleuchtung denkbar. Dazu finden sich in der Literatur bisher jedoch nur wenige Angaben (Acher et al., 1994; Pop, 2001). Zudem führt eine erhöhte Insolation in der Praxis zu einem verstärkten Algenwachstums, das zwar wiederum zur Verbesserung der Keimreduktionsrate beitragen kann, jedoch auch geeignete Maßnahmen zum Algenrückhalt oder sogar der Algenernte notwendig macht, wie sie bis vor wenigen Jahren nur unzureichend verfügbar waren, wie in Kapitel 6.3.1 zu Algenteichen erläutert ist. Grundsätzlich sind in diesem Bereich Zukunftspotenziale für weitere Forschungstätigkeiten zu vermuten.

8.3.5 Grenzen der Desinfektionswirkung in Teichen

Wie in den vorstehenden Abschnitten gezeigt, lassen sich in Abwasserteichanlagen durch natürliche Desinfektionswirkungen Reduktionraten von Indikatorbakterien in einer Größenordnung von 3 – 4 Log-Stufen erzielen und sicher einhalten. Teilweise erreichen Abwasserteichanlagen als alleinige Behandlungsstufe den viel zitierten Grenzwert für unbeschränkte Bewässerung von 1.000 FC/100 ml aus den alten WHO-Guidelines zur Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft von 1989 (WHO, 1989) und galten geradezu als erste Wahl für Entwicklungsländer. Dies hat sich auch in den aktuellen WHO-Guidelines (2006) nicht geändert. Hier werden Abwasserteiche weiterhin und ausdrücklich als wichtige Behandlungskomponente bei einer angestrebten Wasserwiederverwendung genannt, aber i. d. R. in Kombination mit anderen Gesundheitsschutzmaßnahmen.

Wie man in Bild 8.2 mit eigenen Messungen gut erkennen kann, weisen die einzelnen Teichanlagen je nach hydraulischen Verhältnissen, Auslastungsgrad etc. deutlich anlagenspezifische Unterschiede in der Effizienz der Keimreduktion auf. Die Reinigungsleistung ist zudem aufgrund veränderlicher Witterungsbedingungen einer Tagesganglinie und saisonalen Schwankungen ausgesetzt. Bei der gezielten Nutzung von Teichabläufen für Zwecke der Wiederverwendung (z. B. als Bewässerungswasser in der Landwirtschaft) kann mit Abwasserteichverfahren als alleinige Behandlungsstufe daher eine ausreichende Desinfektionswirkung für die unbeschränkte Wasserverwendung z. B. nach den oben genannten WHO-Guidelines und insbesondere bei strikteren Anforderungen in den meisten Industrieländern nicht zu jeder Zeit garantiert werden. Das gilt auch für höhere Anforderungen an die mikrobiologische Ablaufqualität bei sensiblen Vorflutern. In diesen Fällen sind in der Regel weitergehende Desinfektionsverfahren notwendig, die eine kontinuierliche Keimreduktion unabhängig von saisonalen Schwankungen sicherstellen. Das gilt im Übrigen aber nicht nur für Teichanlagen sondern auch für alle anderen konventionellen Abwasserbehandlungsverfahren.

8.4 Nachgeschaltete technische Desinfektion von Teichabläufen

8.4.1 Überblick über relevante Desinfektionsverfahren

Wie im vorstehenden Abschnitt beschrieben, kann bei der gezielten Wasserwiederverwendung aus Teichabläufen oder bei sensiblen Vorflutern eine weitergehende Desinfektion des Ablaufwassers notwendig werden, um die Keimreduktionsrate weiter zu erhöhen bzw. eine geforderte Reduktionsrate unabhängig von anlagenspezifischen Varianzen des Teichablaufs sicherzustellen. In diesem Fall sind ergänzende Maßnahmen für eine Nachbehandlung des Ablaufs zu treffen, d. h. die Anordnung einer nachgeschalteten Desinfektionsstufe.

Die Desinfektion von Kläranlagenabläufen kann dabei grundsätzlich durch zwei unterschiedliche Wirkmechanismen erreicht werden (DIN EN 12255-14:2004):

- Inaktivierung bzw. Abtötung der Mikroorganismen, sodass eine Vermehrungsfähigkeit nicht mehr gegeben ist;
- Entfernung der Mikroorganismen aus dem Ablauf (z. B. durch Mikrofiltration), ohne eine Inaktivierung der Mikroorganismen.

Die Desinfektionsverfahren dürfen dabei die Beschaffenheit des behandelten Wassers nicht nachteilig verändern (beispielsweise durch Chemikalieneinsatz oder Nebenprodukte). Für eine nachgeschaltete Desinfektion kommen verschiedene Verfahren auf physikalischer oder chemischer Grundlage zum Einsatz:

- Physikalische Verfahren:
 - UV-Bestrahlung,
 - Membranfiltration,
 - thermische Behandlung,
 - natürliche Verfahren wie Bodenfiltration.
- Chemische Verfahren:
 - Chlorung mit Chlor und chlorabspaltenden Verbindungen oder Chlordioxid,
 - Ozonung,
 - Peressigsäure- oder Wasserstoffperoxid-Anwendung.

Bis auf die Membran- und Bodenfiltration basieren die meisten Verfahren auf einer Inaktivierung der Mikroorganismen. Abwasserteiche selbst basieren auf einer Kombination von Inaktivierung und Entfernung.

Aus Gründen von Handhabbarkeit und Wirtschaftlichkeit kommen in der Praxis vor allem Chlorung, UV-Bestrahlung, Membranfiltration und Ozonung zur Anwendung.

8.4.2 Verfahrensvergleich

Für eine Beurteilung und Auswahl geeigneter Verfahren für eine nachgeschaltete Desinfektion von Teichabläufen sind Kriterien wie der erforderlicher Grad der Desinfektion auf der einen und die Zuverlässigkeit und Effektivität des Desinfektionsverfahrens auf der anderen Seite ebenso heranzuziehen, wie betriebspraktische Gesichtspunkte (erforderlicher techni-

scher und betrieblicher Aufwand, Anforderungen an das Betriebspersonal, Sicherheitsfragen), Kosten und ökologische Aspekte (Einfluss auf die Ablaufqualität, Bildung von Nebenprodukten) (DIN EN 12255-14:2004; vgl. auch Cornel et al., 2007 und DWA, 2008 für spezifische Anforderungen bei der Wasserwiederverwendung).

In der Regel setzen Desinfektionsverfahren eine aufwändige Vorreinigung des zu desinfizierenden Wassers voraus, um z. B. ein möglichst feststofffreies Medium zur Erzielung hoher Desinfektionsgrade zu erhalten. Da die aufwändige Vorbehandlung jedoch dem betrieblich und wirtschaftlich einfachen Behandlungsprinzip in Abwasserteichanlagen entgegensteht, soll möglichst eine direkte oder nur geringen Vorbehandlungsbedarf erfordernde Lösung gefunden werden.

Zur nachgeschalteten Desinfektion von Abläufen aus Abwasserteichen ohne weitere Vorbehandlung sind jedoch bisher kaum praktische Erfahrungen mit einzelnen Verfahren bekannt geworden. Um einen Überblick über die Eignung und Unterschiede der verschiedenen vorgenannten Desinfektionsverfahren für den Einsatz bei Teichabläufen zu gewinnen, können zunächst bekannte Daten zum Einsatz in konventionellen Kläranlagen herangezogen werden. Exemplarisch sind dazu in Tabelle 8.7 bis Tabelle 8.9 Vergleichsverfahren verschiedener Autoren zu technischen, betrieblichen und ökonomischen Kriterien zusammengestellt. Für einen Vergleich unter deutschen Randbedingungen wird ergänzend auf das DWA-M 205 (2013) verwiesen.

Tabelle 8.7: Vergleich von ergänzenden Desinfektionsverfahren für Teichabläufe (teilweise von Bixio und Wintgens, 2006, sowie Rudolph, 2006)

Kriterium	Cl ₂ / ClO ₂	NaOCl	Ozon	UV	PAA	Membranen
Sicherheit für Bedienpersonal	niedrig	mäßig	mäßig	hoch	niedrig	hoch
Bakteriozide Wirkung	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch
Viruzide Wirkung	mäßig	mäßig	mäßig – hoch	mäßig	mäßig	mäßig – hoch
Reduktion von Protozoen	niedrig	niedrig	hoch	hoch	niedrig	hoch
Bakterielle Wiederverkeimung	niedrig	niedrig	niedrig	mäßig – hoch	hoch	niedrig
Rest-Toxizität	hoch	hoch	mäßig	niedrig	niedrig	niedrig
Nebenprodukte	hoch	hoch	niedrig	keine	keine	keine
Bedienbarkeit	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch
Großtechnische Erfahrung	hoch	mäßig	mäßig	hoch	niedrig	hoch
Energieverbrauch	niedrig	niedrig	hoch	hoch	niedrig	hoch
Betriebskosten	niedrig	niedrig	mäßig	niedrig	niedrig	mäßig – hoch
Investitionskosten	mäßig	mäßig	hoch	mäßig	mäßig	hoch

Tabelle 8.8: Vergleich der Charakteristika gebräuchlicher Desinfektionsmitteln (Metcalf & Eddy, 2003, Tab. 12-3)

Charakteristika	Chlor	Natrium-hypochlorit	Kalziumhypochlorit	Chlordioxid	Ozon	UV-Strahlung
Toxizität auf Mikroorganismen	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch
Toxizität auf höhere Organismen	sehr hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch
Toxizität bei Umgebungstemperatur	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch
Homogenität	gleichmäßig	gleichmäßig	gleichmäßig	gleichmäßig	gleichmäßig	---
Interaktion mit Fremdstoffen	Oxidation organischer Stoffe	aktives Oxidationsmittel	aktives Oxidationsmittel	hoch	Oxidation organischer Stoffe	absorbieren UV-Strahlung
Korrosivität und Färbewirkung	hoch korrosiv	korrosiv	korrosiv	hoch korrosiv	hoch korrosiv	---
Desodorierende Wirkung	hoch	mäßig	mäßig	hoch	hoch	---
Penetration	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	mäßig
Sicherheitsbedenken	hoch	mäßig	mäßig	hoch	mäßig	niedrig
Löslichkeit	mäßig	hoch	hoch	hoch	hoch	---
Stabilität	stabil	leicht instabil	relativ stabil	instabil*	instabil*	---
Kosten	niedrige Kosten	mäßig niedrige Kosten	mäßig niedrige Kosten	mäßig niedrige Kosten	mäßig hohe Kosten	mäßig hohe Kosten

--- = nicht relevant; * = muss verbrauchsnahe erzeugt werden

Tabelle 8.9: Bewertung der gebräuchlichen Verfahren der Abwasserdesinfektion (Popp, 2002, als Ergänzung der Tab. 5.1 des ATV-M 205, 1998; teilweise aktualisiert nach Tab. 8 des DWA-M 205, 2013)

Verfahren	Desinfektionswirkung	Betriebs- erfahrungen	Umwelt- verträglichkeit	Kosten ¹⁾ (€/m ³)
UV-Bestrahlung	+	++	+	0,03-0,06
Membranfiltration	++	+/-	++	0,20-0,40 ^{2), 6)}
Ozonung	+	+	-	0,01-0,05 ⁶⁾
Chlorung ³⁾	++	++	--	0,04-0,06
Peressigsäure-Anwend.	+/ ⁴⁾	-	+	0,03-0,05 ⁴⁾
Naturnahe Verfahren	+/- ⁵⁾	+/-	++	0,01-0,03(?)

1) Abschreibung der Investitionen und Betrieb; 2) zusätzlich können andere wirtschaftliche Vorteile im Betrieb der Kläranlage erreicht werden; 3) sollte nur im Notfall angewandt werden; 4) nach Firmenangabe; 5) nur mehr oder weniger starke Keimreduzierung; 6) Werte haben sich zwischen Angaben von 2002 und 2013 stark verringert

Ein Problem beim Vergleich von Desinfektionsverfahren ist die unterschiedliche Wirkung auf verschiedene Arten von Krankheitserregern (Bakterien, Viren, Protozoen, Wurmeier; siehe Erläuterungen in Anhang 1). So lassen sich Desinfektionswirkungen gegenüber einem Indikatororganismus nicht ohne weiteres auf andere Arten von Krankheitserregern (z. B. von Bakterien auf Viren oder Wurmeier) übertragen. Die Frage der Repräsentanz von Indikator-

organismen (z. B. E. coli) wird bei oberflächlichen Vergleichen häufig vernachlässigt, da die Wahl der Indikatoren stark durch Fragen der praktischen Handhabbarkeit oder wirtschaftlichen Erwägungen bestimmt wird. Die Repräsentanz für das gewählte Verfahren ist dann ggf. im Einzelfall zu prüfen. Einen Überblick über die unterschiedlichen Desinfektionswirkungen der diversen Behandlungsverfahren wird aus Tabelle 8.3 auf S. 108 deutlich.

Bei den vorgenannten Gegenüberstellungen ist einschränkend zu berücksichtigen, dass es sich bei dem Teichabfluss um nicht vollständig chemisch-physikalisch vorgereinigtes Wasser handelt, sodass einige Verfahren wie beispielsweise Membranverfahren wegen des hohen Foulingpotenzials und Chemikalienbedarfs ebenso wie Ozonverfahren wegen des hohen Energiebedarfs mit starken Einschränkungen zu versehen sind (vgl. auch Cornel und Weber, 2006). In der Gesamtschau zeigt sich somit, dass bei ähnlichen Desinfektionswirkungen vor allem unter betriebstechnischen und wirtschaftlichen Gründen (die bei einem Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern als einem wichtigen Haupteinsatzgebiet von Abwasserteichen eine maßgebende Rolle spielen) die Anwendungen von Chlor und UV-Bestrahlung am günstigsten abschneiden. Tatsächlich sind dies auch die bisher am weitest verbreiteten Verfahren in der praktischen Anwendung der Desinfektion von vorbehandeltem Abwasser.

Wie bei anderen chemischen Desinfektionsmittel erfordert der Einsatz von Chlor allerdings umfangreiche Sicherheitsmaßnahmen in der Anwendung (vgl. Tabelle 8.10). Beim Einsatz von Desinfektionsmitteln auf Basis von Chlor steht zudem die Bildung von gesundheitsgefährdenden Nebenprodukten wie halogenhaltigen organischen Kohlenwasserstoffen (AOX), z. B. Trihalogenmethane, aus organischen Substanzen in der Kritik. In Deutschland besteht daher aus Vorsorgegründen Konsens, dass eine Desinfektion von Kläranlagenabläufen mit Chlor wegen der Bildung unerwünschter Folgeprodukte als Dauerlösung abzulehnen ist (DWA-M 205, 2013), was allerdings in vielen anderen Ländern aus rein praktischen Gründen nicht so strikt gesehen wird.

Tabelle 8.10: Zu beachtende Nebenwirkungen von Desinfektionsmitteln (VDMA-Einheitsblatt 24651, 2010)

Desinfektionsmittel	Zu beachtende Wirkungen
Chlor/Hypochlorit	<ul style="list-style-type: none"> • Bildung von AOX und/oder Geruchsstoffen • Anhebung des Redoxpotenzials → Korrosion, Angriff von Polymermaterial • Freies Chlor ist ein starkes Atemgift
Ozon	<ul style="list-style-type: none"> • Anhebung des Redoxpotenzials → Stahlkorrosion, Angriff von Polymermaterial • Ozon ist ein starkes Atemgift
Chlordioxid	<ul style="list-style-type: none"> • Anhebung des Redoxpotenzials → Korrosion, Angriff auf Polymermaterial • Chlordioxid ist ein starkes Atemgift, Geruchsschwelle liegt oberhalb des Grenzwertes
Wasserstoffperoxid	<ul style="list-style-type: none"> • Anhebung des Redoxpotenzials → Stahlkorrosion • Wasserstoffperoxid ist ein Atemgift
Nicht oxidative Desinfektionsmittel	<ul style="list-style-type: none"> • aggressive Stoffe (Abwasserverordnung ist einzuhalten)

Unter Abwägung aller genannten Gesichtspunkte kann daher die UV-Bestrahlung als das erfolgversprechendste Verfahren für die weitere Untersuchung zur nachgeschalteten Desinfektion des Ablaufs aus Abwasserteichanlagen angesehen werden (Rudolph und Fuhrmann, 2010). UV-Desinfektion und Abwasserteichverfahren weisen zudem eine gute konzeptionelle

Übereinstimmung auf: in Vergleich mit anderen Verfahren sind beide Behandlungstechniken kostengünstig zu realisieren und lassen sich mit begrenztem Betriebsaufwand sowie geringen personellen Anforderungen betreiben. Die UV-Desinfektion ist im Übrigen auch das in Deutschland am weitest verbreitete Verfahren zur Desinfektion von Kläranlagenabläufen.

Zur Anwendung der UV-Desinfektion bei Teichanlagen besteht allerdings noch großer FuE-Bedarf, da dieses Verfahren bisher überwiegend für weitgehend vorgeklärtes Abwasser einschließlich vorgeschalteter Filtrationstufe eingesetzt wurde. Allerdings sind erste großtechnische Anwendungen im Zusammenhang mit Abwasserteichen bekannt (z. B. in Rotorua, Neuseeland). Es wurden deshalb eigene, weitergehende Untersuchungen zur UV-Desinfektion vorgenommen, die im nachfolgenden Kapitel dargestellt werden.

8.5 Desinfektion von Teichabläufen mittels UV-Bestrahlung

Anmerkung: Die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen zur UV-Desinfektion erfolgten im Rahmen des Forschungsvorhabens „Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen in Abhängigkeit von den länderspezifischen Einflussfaktoren“ (BMBF-Förderkennzeichen: 02WA0543) auf dem die vorliegende Arbeit aufbaut. Vertiefende Informationen können u. a. dem Schlussbericht von Rudolph und Fuhrmann (2010) entnommen werden. Zudem hat Soud (2013) parallel umfangreiche statistische Auswertungen zur Desinfektion von teilvorbehandeltem Abwasser und Teichabläufen erarbeitet.

8.5.1 Einsatz der UV-Bestrahlung für Zwecke der Abwasserdesinfektion

Seit Mitte der 70er Jahre wird zur Desinfektion von vorbehandeltem Abwasser vermehrt die UV-Bestrahlung eingesetzt. In Nordamerika sind einige hundert Anlagen in Betrieb, die biologisch gereinigtes Abwasser mit Durchflüssen von 10 m³/h bis 16.000 m³/h desinfizieren und auch zunehmend bestehende Chlorungsanlagen ersetzt haben (U.S. EPA, 1992; ATV-M 205, 1998). Eine der weltweit größten Anlagen zur UV-Desinfektion steht in Neuseeland zum Schutz von Austernfarmen in der Nähe von Abwasserauslässen ins Meer. Daneben gibt es gerade für kleinere und mittlere Anlagen zahlreiche Anwendungen im Bereich der Wasserwiederverwendung (Bixio und Wintgens, 2006). Die erste großtechnische UV-Anlage zur Desinfektion eines Kläranlagenablaufs in Deutschland wurde 1987 in Cuxhaven installiert; weitere Anlagen in Cismar, Norden und Wyk auf Föhr folgten (ATV-M 205, 1998). Im Rahmen des Sonderprogramms „Obere Isar“ zur Wiederherstellung der Badegewässerqualität sind zwischen 2000 und 2003 sechs große Kläranlagen in Bayern mit UV-Technik ausgestattet worden (Bleisteiner und Popp, 2005).

Der weltweite Markt für die UV-Desinfektion von Trink- und Abwasser wächst seit Jahren beständig (der Branchenführer WEDECO hatte in den letzten Dekaden bis zu zweistellige Wachstumsraten zu verzeichnen, wobei die Abwasserdesinfektion den größten Wachstumsmarkt darstellte). Der Einsatz im Abwasserbereich beschränkte sich jedoch fast ausschließlich auf intensiv vorbehandeltes Abwasser nach biologischer Klärung, da die Effizienz der Abwasserbestrahlung stark durch die Wasserqualität beeinflusst wird. Die Behandlung von Teichabläufen galt lange Zeit wegen der hohen Gehalte an Algen und anderen UV-Licht-

hemmenden Wasserinhaltsstoffen als technisch und wirtschaftlich nicht durchführbar. So gibt beispielsweise das ATV-M 205 (1998) den Hinweis, dass „die Desinfektion von Abwasser ... in Kläranlagen nur nach weitgehender biologischer Abwasserreinigung sinnvoll ...“ ist. Aufgrund der gegenüber den Anfangsjahren deutlich gefallen Kosten für UV-Anlagen und der verbesserten energetischen Effizienz haben sich zwischenzeitlich jedoch die Randbedingungen geändert. Zudem werden heute Desinfektionsansätze akzeptiert, die statt einer Totalelimination der mikrobiologischen Belastung lediglich eine Reduktion auf begründbare Mindestgrößen im Rahmen von ganzheitlichen Konzepten fordern, wie z. B. in den Guidelines der WHO (2006) dargelegt.

Wie in Kapitel 8.3.3 dargestellt, wird die Desinfektionswirkung in Teichanlagen zu einem großen Teil durch solare Bestrahlung im UV-Bereich induziert. Hier besteht ein Anknüpfungspunkt zur UV-Bestrahlung bei der Nachbehandlung. Zum gezielten Einsatz des natürlichen Sonnenlichts bei Abwasserteichen gibt es schon seit längerem verschiedene Erkenntnisse. So misst Popp (2001) Verfahren, die solare UV- bzw. Wärme-Strahlung zur Abwasserdesinfektion gezielt nutzen, eine große Bedeutung für die Zukunft bei. Umfangreiche Untersuchungen zu diesem Thema wurden vor einiger Zeit auch in Israel durchgeführt (Acher et al., 1994). In Tel Aviv wurde in einer Pilotanlage mit 50 m³/h Durchsatz die Zahl der fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken um über drei Zehnerpotenzen reduziert.

Einige grundsätzliche Erläuterungen zur Desinfektion mit UV-Bestrahlung sind nachfolgend in Box 8.2 zusammengefasst. Ausführlichere Informationen sind dem Schlussbericht zum Abwasserteich-Forschungsvorhaben von Rudolph und Fuhrmann (2010) zu entnehmen. Einen umfassenden Überblick zu allen Aspekte der Anwendung der UV-Bestrahlung zur Desinfektion von Abwasser gibt das Ultraviolet Disinfection Guidance Manual der U.S. EPA (U.S. EPA, 2003), das international beachtete Qualitätskriterien gesetzt hat.

Box 8.2: Desinfektion mit UV-Bestrahlung

Bei der **UV-Strahlung** handelt es sich um eine elektromagnetische Strahlung im UV-Bereich (Ultraviolett-Bereich) mit Wellenlängen von etwa 100 bis 400 nm (siehe Bild 8.5).

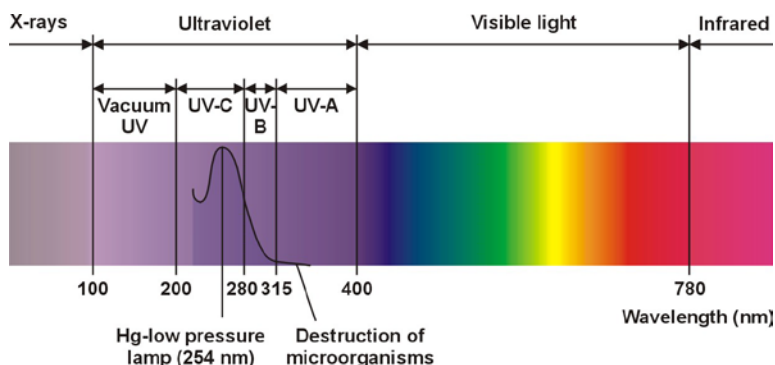


Bild 8.5: Einordnung des UV-Spektralbereichs ins Lichtspektrum (WEDECO)

UV-Strahlung, die von biologischen Molekülen absorbiert wird, kann photochemische Veränderungen bewirken. Durch Absorption der eingestrahnten Photonen kommt es an definierten Stellen der DNS (Desoxyribonukleinsäure) zur Energieabsorption und zur Anregung von Elektronen mit der Folge von Veränderungen in der Struktur der Nukleinsäuren sowie Eiweißdenaturierungen. Die Veränderungen führen zu einem Verlust der Ver-

mehrfähigkeit der Zellen, sofern ein Ausmaß erreicht wird, das die Reparaturfähigkeit der Zellen übersteigt. Am wirksamsten ist die Strahlung mit einer Wellenlänge im Bereich von rund 260 nm, dem Absorptionsmaximum der Nukleinsäuren, wie in Bild 8.6 anschaulich dargestellt ist. (Popp, 1978; DWA-M 205, 2013)

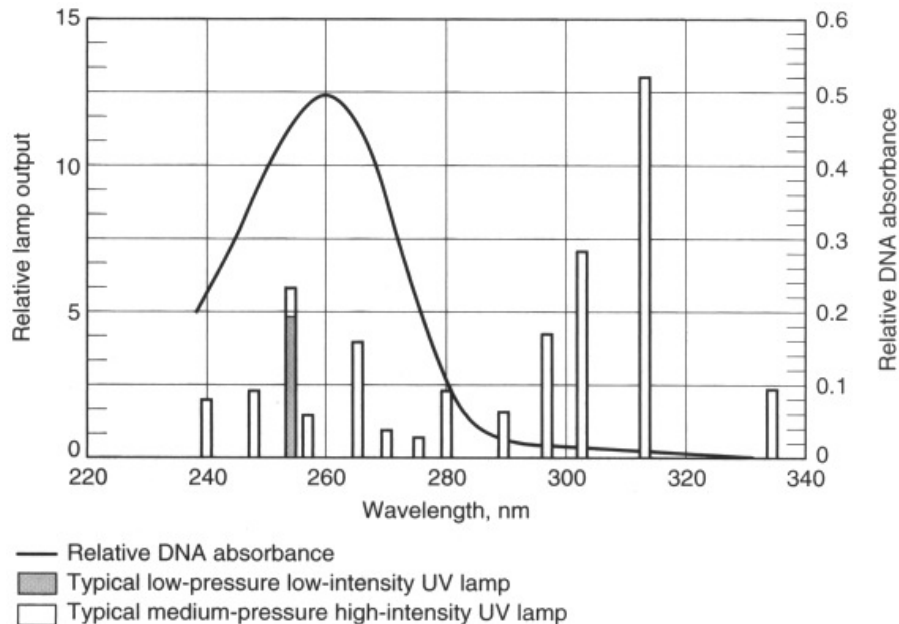


Bild 8.6: UV-Spektrum von Niedrig- und Mitteldrucklampen im Vergleich zur Kurve der relativen UV-Absorption der DNS (Metcalf & Eddy, 2003)

Die von Quecksilber-Niederdruckstrahlern erzeugte Strahlung mit einer Wellenlänge von 254 nm kommt dem Absorptionsmaximum sehr nahe und stellt damit eine effiziente UV-Quelle für Desinfektionszwecke dar. Mitteldruck-Strahler decken ein breites UV-Spektrum ab, besonders im Bereich 200 bis 280 nm. Außerhalb des optimalen Wellenlängenbereichs nimmt die biozide Wirkung der UV-Strahlung rasch ab. Weitere Hinweise zur UV-Lampen sind in Anhang 3 gegeben.

Je mehr Treffer eine Zelle während der Bestrahlung durch UV-Quanten erhält, umso größer ist die Wahrscheinlichkeit ihrer irreversiblen Inaktivierung. Die Anzahl der Treffer pro Zelle ist direkt von der Bestrahlung bzw. Bestrahlungsdosis¹ abhängig. Zur ausreichenden Inaktivierung kommt es nur, wenn sowohl die freien als auch alle Mikroorganismen, die mit einem Agglomerat bzw. Feststoffpartikel verbunden sind, irreversibel geschädigt werden. Dafür ist eine entsprechend hohe Raumbestrahlung erforderlich. (Popp, 1978; ATV-M 205, 2013)

Im Gegensatz zur natürlichen Insolation wird beim Einsatz der technischen UV-Desinfektion gezielt nur der Bereich des UV-Spektrums eingesetzt (UV-B/UV-C), in dem die Desinfektionswirkung besonders effektiv abläuft. Der generelle Einsatz der UV-Desinfektion im Abwas-

¹ Nach DIN 5031 (1982) ist der Begriff „Bestrahlungsdosis“ für den Bereich der Strahlungsphysik durch „Bestrahlung“ ersetzt worden; da der Begriff der „Dosis“ jedoch im Bereich der Desinfektion eindeutig etabliert ist, wird er auch in dieser Arbeit weiterhin benutzt.

serbereich und die Wirkungsmechanismen sind vielfach erforscht und großtechnisch umgesetzt worden.

Der Einsatz der UV-Technik bei nur teilweise vorgereinigtem Abwasser und insbesondere bei Teichabläufen mit ihren spezifischen Charakteristika ist dagegen bisher kaum gezielt untersucht und publiziert worden. Recherchen zeigen, dass jeweils nur Einzelaspekte zu nicht vollständig vorbehandeltem Abwasser betrachtet wurden: So gab es Untersuchungen zur UV-Desinfektion bereits in den 1990iger und später Ende der 2000er Jahre u. a. ausgehend von Witten (Rudolph et. al., 1992; Rudolph et. al., 1994a; Rudolph et. al., 1994b; Nelle, 1994; Oberg, 1995; Pommepuy und Rudolph, 1999; Rudolph, 1999; Rudolph et al., 2007; Soud, 2013), zum Einfluss suspendierter Stoffe in Stuttgart (Schöler, 2004) und Untersuchungen zu Kläranlagen in Bayern (Huber und Popp, 2005; Bleisteiner und Popp, 2005) sowie hygienische Untersuchungen in Bonn von Gebel in Zusammenarbeit mit der WEDECO AG. Einzelne Untersuchungen zur UV-Desinfektion von Teichabläufen, z. B. im Hinblick auf partikelgebundene Keime, liegen aus Kalifornien (Nelson, 2000) und Neuseeland (Shilton, 2005) vor, sowie aus Brasilien zur UV-Bestrahlung des Ablaufs einer Pilotanlage mit UASB-Reaktor und nachgeschaltetem Fakultativteich (Alves und Chernicharo, 2010, unveröffentlicht).

8.5.2 Erforderliche UV-Bestrahlung zur Abwasserdesinfektion

Aussagen über die erwartete Reduktionsrate von Mikroorganismen in UV-Anlagen lassen sich ohne Messungen nicht verlässlich treffen, da die Desinfektionseffizienz u. a. von der Qualität des zu bestrahlenden Abwassers abhängig ist. Für erste Abschätzungen und als Grundlage für strukturierte Ermittlungen von erforderlichen Bestrahlungsdosen oder Inaktivierungsraten kann auf umfangreiche Untersuchungen zur UV-Sensitivität zahlreicher Mikroorganismen und Mindestbestrahlungsdosen zurückgegriffen werden. Von Wright und Sakamoto (2001) sowie der U.S. EPA (2003) sind umfangreiche Tabellen zu Sensitivitäten und erforderlichen UV-Mindestdosen für bestimmte Inaktivierungsziele zu allen wesentlichen Mikroorganismen auf Basis zahlreicher Autoren zusammengestellt worden.

Die Einhaltung von ausreichenden Mindestbestrahlungen ist insbesondere im Hinblick auf die Wiederverkeimung von UV-bestrahltem Abwasser wichtig, da Photoreaktivierung verschiedener Mikroorganismen vor allem dann auftritt, wenn keine ausreichende Mindestbestrahlung sichergestellt werden kann.

Neben den oben genannten Tabellenwerten gibt es diverse pauschale Erfahrungswerte, die für die Abschätzung der erforderlichen Bestrahlungsdosen herangezogen werden können¹:

- Das DWA-M 205 (2013) führt aus, dass nach Untersuchungen an Versuchs- und Praxisanlagen mit Niederdruckstrahlern die Mindestbestrahlung etwa 300 – 450 J/m² beträgt, um eine sichere Einhaltung der Grenz- und Leitwerte der alten, bis 2006 gültigen EG-Badegewässer-Richtlinie für biologisch gereinigtes Abwasser bei einem Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen von 5 – 20 mg/l zu gewährleisten.

¹ 10 J/m² = 1 mJ/cm² = 1 mWs/cm²

- Das DWA-M 205 (2013) zitiert auch eine Auswertung von (Müller et al., 2009) zu im Betrieb befindlichen UV-Anlagen, die eine Schwankungsbreite für die eingestellte Mindestbestrahlung von 400 – 600 J/m² und im Einzelfall bis 700 J/m² zeigt. Die Bemessungsvorgaben für die Transmission liegen dabei im Bereich > 60 % bis > 70 % (in der Regel > 65 %) und für abfiltrierbare Stoffe bei < 10 mg/l bzw. zum Teil auch < 5 mg/l.
- Bixio und Wintgens (2006) geben an, dass normalerweise das Ziel für unbeschränkte Bewässerung von 10 Gesamtcoliformen pro 100 ml erreicht werden kann mit einer Dosis von 300 – 500 J/m², wenn der UV-Anlage eine Membranfiltration vorgeschaltet ist, und mit 400 – 600 J/m² bei konventioneller Filterung.
- Um striktere Werte wie den Coliformen-Grenzwert von 2,2 CFU/100 ml gemäß Californian Title 22 einzuhalten, ist laut Jolis et al. (2001) eine Minstdosis von 800 J/m² notwendig, wenn der Kläranlagenabfluss vorher gefiltert wurde.
- Zum Vergleich: Im Trinkwasserbereich fordert das DVGW W 294, dass UV-Bestrahlungsanlagen eine mikrobiologisch wirkende Raumbestrahlung von mindestens 400 J/m² gewährleisten müssen, um bei einer Strahlung der Wellenlänge 254 nm eine Abtötung von mehr als 4 Log-Stufen sicherstellen.

In Bezug auf Teichanlagen ist zu berücksichtigen, dass sich die vorgenannten Angaben auf vorbehandeltes Abwasser aus konventionellen Kläranlagen beziehen und nicht direkt für die Anwendung auf unbehandelte Teichabläufe geeignet sind. Sie stellen aber einen guten Vergleichsmaßstab für die Einordnung der Ergebnisse zur UV-Bestrahlung von Teichabläufen dar, die später in Kapitel 8.5.5 beschrieben werden.

8.5.3 Einfluss der Wasserqualität auf die Bestrahlungseffizienz

Die Wirksamkeit der UV-Strahlung hängt von der Empfindlichkeit der zu inaktivierenden Mikroorganismen und der Bestrahlungsdosis ab (siehe Bild 8.7). Letztere wiederum hängt neben den technischen Eigenschaften der UV-Anlage vor allem von der Zusammensetzung des zu bestrahlenden Abwassers ab, vor allem durch folgende Inhaltsstoffe:

- Gehalt an Partikeln und suspendierten Schwebstoffen, die zur Absorption der UV-Strahlung oder zu Verschattung und Einschluss von Mikroorganismen führen,
- Stoffe, die die UV-Durchlässigkeit, die Strahlerhüllrohre oder sonstige Anlagenteile beeinträchtigen (z. B. Huminsäuren, Eisen- und Manganverbindungen).

Daneben wirkt sich die Zusammenballung von Mikroorganismen negativ auf die Zugänglichkeit für UV-Strahlung aus.

Die UV absorbierenden Wasserinhaltsstoffe, gemessen als spektraler Schwächungskoeffizient bei 254 nm (SSK-254), schwächen das UV-Licht, sodass eine höhere Einstrahlleistung für die Desinfektion notwendig wird. Als Maß für die UV-Durchlässigkeit des Wassers dient in der Praxis die UV-Transmission (UVT), gemessen meist bei 1 cm Schichtdicke und 254 nm Wellenlänge.

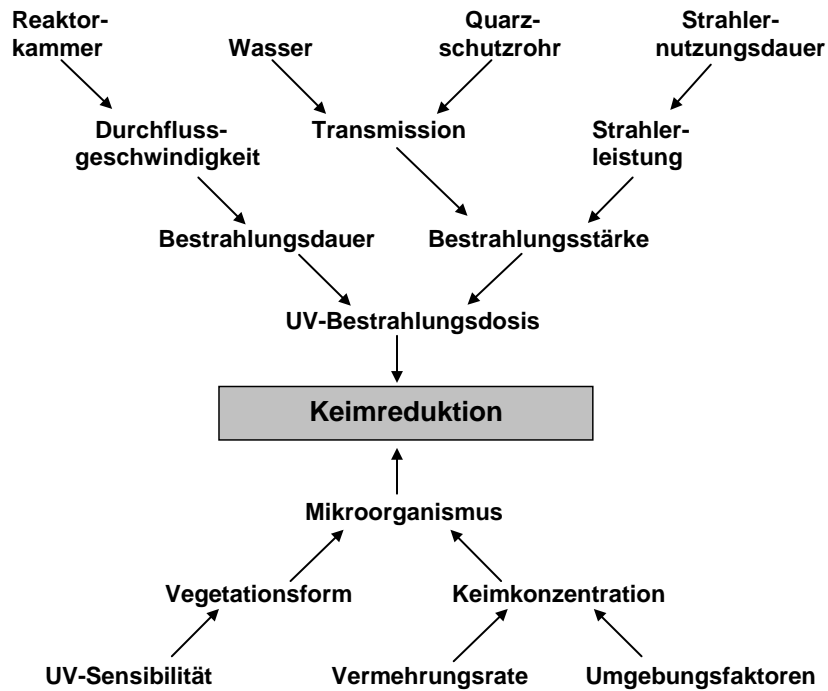


Bild 8.7: Einflussgrößen bei der Desinfektion von Wasser durch UV-Bestrahlung (nach Gelzhäuser, 1989)

In der Literatur finden sich zwar zahlreiche Untersuchungen zum Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen auf die UV-Desinfektion (siehe z. B. Emerick et al., 1999; Nelson, 2000; Schöler, 2004; Shilton, 2005), die Korrelation der UV-Transmission zu anderen, gebräuchlicheren Parametern wie Trübung oder Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) stellt sich laut Literatur-recherchen und eigenen Untersuchungen jedoch als hochgradig kläranlagenspezifisch und nicht verallgemeinerbar dar.

Bei Teichanlagen stellen insbesondere Algen im Teichablauf eine besondere Herausforderung für die UV-Desinfektion dar. Wie andere partikuläre Inhaltsstoffe, haben sie einen negativen Einfluss auf die UV-Transmission. Anders als in Deutschland, wo Algen aufgrund des nur saisonalen Auftretens eher als temporäres Problem wahrgenommen werden, bedarf es in sonnenreichen Ländern durch das kontinuierliche Algenwachstum einer genauen Bewertung der Algenkonzentration bei der Auslegung von Desinfektionsanlagen.

In der Literatur wurden keine verfügbaren Untersuchungen zum direkten Zusammenhang zwischen Algenkonzentration und UV-Transmission bzw. der resultierenden Keimreduktion gefunden. Es besteht weiterhin Forschungsbedarf im Hinblick auf die Algenkonzentration als Parameter für die Dimensionierung von UV-Anlagen in sonnenreichen Ländern.

Bisher konzentriert man sich darauf, Algen durch geeignete Mittel (z. B. Filterdämme) aus dem Ablauf zurückzuhalten. Bei der Anwendung einer UV-Bestrahlungsanlage ist ein möglichst kontinuierlich algenarmer Ablauf anzustreben.

8.5.4 Untersuchungen zur UV-Transmission

Für vollständig gereinigtes Abwasser aus Kläranlagen mit biologischer Stufe liegen zahlreiche Untersuchungen und Betriebserfahrungen vor. Für die Effizienz von lediglich teilgereinigtem Abwasser, wie es bei Anwendung auf einen Teichablauf ohne weitere Vorbehandlung der Fall ist, zeigen die Recherchen bisher nur einen eingeschränkten Wissensstand (siehe z. B. Rudolph et al., 1992; Emerick et al., 1999; Rott und Schöler, 2001; Frank et al., 2002).

Wie bereits erwähnt, wurde nach vorherrschender Fachmeinung lange davon ausgegangen, dass eine UV-Bestrahlung von nicht vollständig geklärtem Abwasser technisch und wirtschaftlich nicht sinnvoll ist (siehe z. B. ATV-M 205, 1998). Grundlage dieser Annahmen war jedoch meist eine angestrebte vollständige Entkeimung des Abwassers.

Für eine optimale UV-Effizienz werden laut Bixio und Wintgens (2006) Werte für abfiltrierbare Stoffe (AFS bzw. Suspended Solids, SS) von max. 5 mg/l, für Trübung von max. 5 NTU und für UV-Transmissionen (UVT) von über 60 % empfohlen. Das DWA-M 206 (2013) empfiehlt AFS-Werte < 20 mg/l, besser < 5 mg/l z. B. nach Filtration.

Wichtigster Auslegungsparameter für UV-Bestrahlungsanlagen ist die UV-Transmission (UVT). Diese kann in einer Abwasserbehandlungsanlage durch physikalische Prozesse wie Sedimentation und Filtration verbessert werden. Versuche von Schmidlein und Orth (2010) zeigen, dass die in vielen Kläranlagen verwendete Schnellfiltration nur einen geringen direkten Einfluss von wenigen Prozentpunkten auf die UVT hat (aber eine Effizienzsteigerung der Desinfektionsstufe durch Entfernung von partikelgebundenen Keimen erreicht wird). Anders verhält es sich mit der Sedimentation, zumindest bei längeren Zeiträumen, wie sie in Teichen vorkommen. Wie in Bild 8.8 an Versuchen mit Rohabwasser gezeigt, bewirkt eine alleinige Sedimentation über einen längeren Zeitraum ohne weitere Maßnahmen eine signifikante Verbesserung der UV-Transmission (die Ergebnisse zeigen im Übrigen auch, dass keine eindeutige Korrelation zwischen der Trübung und der UV-Transmission erkennbar ist, was sich mit den Angaben aus der Literatur deckt, wonach Abhängigkeiten bisher nur für sehr eingegrenzte Randbedingungen beschrieben werden können).

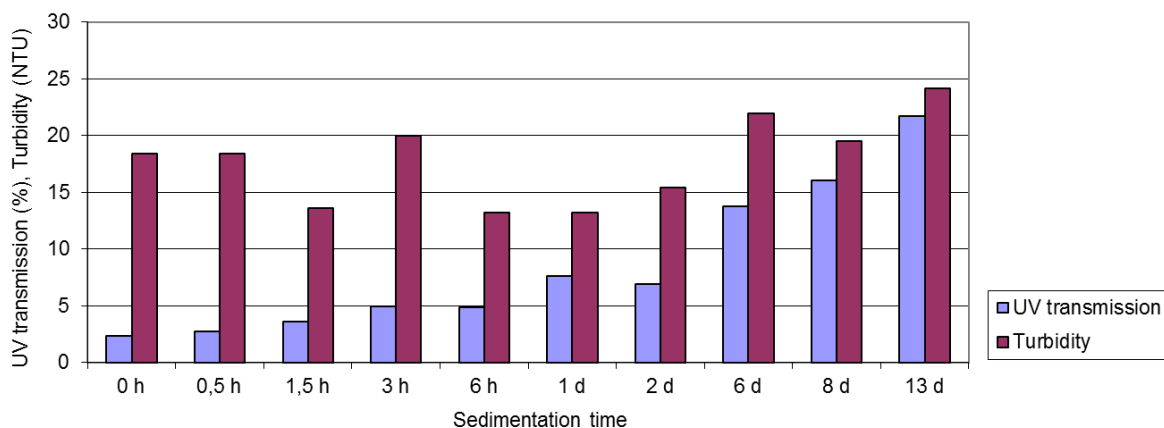


Bild 8.8: Entwicklung von UV-Transmission und Trübung über die Sedimentationsdauer bei Laborversuchen mit kommunalem Rohabwasser (Rudolph et al., 2007)

Da die Sedimentation auch einer der Schlüsselprozesse in Teichen mit Aufenthaltszeiten weit über den in Bild 8.8 genannten Werten darstellt, ist es nicht überraschend, dass auch in Teichanlagen eine deutliche Erhöhung der UV-Transmission erzielt werden kann – ungeachtet zahlreicher weiterer Effekte wie z. B. Algenwachstum, die auf die UV-Transmission einwirken.

Tatsächlich zeigen Messungen bei verschiedenen Teichanlagen in Deutschland, dass eine Verbesserung der für eine nachgeschaltete UV-Desinfektion maßgebenden UV-Transmission auf ein Vielfaches des Zulaufwertes stattfindet. Wie in Bild 8.9 erkennbar ist, liegt der Bereich der UV-Transmission in den Abläufen der untersuchten Teichkläranlagen mit Werten von rund 30 – 70 % nur geringfügig schlechter als der von konventionellen Kläranlagen (ohne Sandfiltration), die üblicherweise rund 45 – 70 % aufweisen (Rudolph et al., 1992).

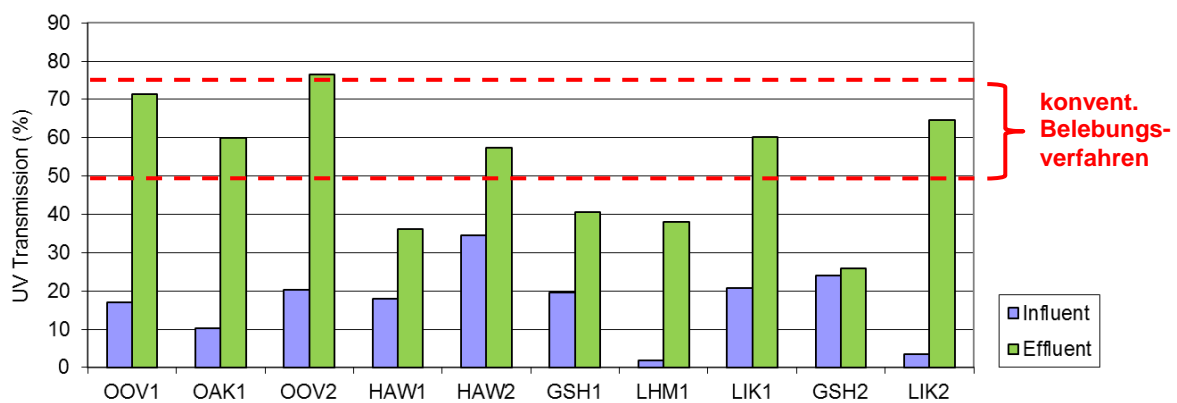


Bild 8.9: Exemplarischer Vergleich der UV-Transmission (für Wellenlänge von 254 nm) von Zu- und Abläufen verschiedener Abwasserteichanlagen in Deutschland (Fuhrmann und Rudolph, 2009; Fuhrmann und Rudolph, 2010)

Nichtsdestotrotz kann die Abwasserbehandlung in Teichen aufgrund der verbleibenden partikulären Stoffe und Algen keine UVT-Werte in Bereichen um 80 % erreichen, wie sie in Belebungsanlagen mit speziell für die UV-Bestrahlung vorgeschalteten Filtrationen durchaus üblich sind. Zudem ist zu beachten, dass die gemessenen UV-Transmissionswerte in Abhängigkeit der örtlichen Bedingungen (Anlagenart, Jahreszeit, Wetter, Durchfluss) sehr stark streuen und in Ländern mit stärkerer Sonneneinstrahlung eine Verschlechterung der UVT-Werte aufgrund höherer Algenkonzentrationen zu erwarten ist.

8.5.5 Ergebnisse aus praktischen Versuchen zur UV-Bestrahlung von Teichabwasser

Da Recherchen zeigten, dass zur nachgeschalteten UV-Bestrahlung bei Teichanlagen weltweit nur wenige verallgemeinerbare Erkenntnisse vorliegen (siehe Kapitel 8.5.1), konnte eine rein empirische Bewertung alleine nicht zu belastbaren Ergebnissen führen. Zusätzlich zur Bestandsaufnahme sind deshalb praktische Experimente mittels einer Laborbestrahlungsan-

lage (sog. Collimated Beam Device) in Zusammenarbeit mit der WEDECO AG bzw. ITT Water & Wastewater Herford GmbH¹ durchgeführt worden. Mit einer solchen Anlage (siehe Bild 8.10) können Abwasserproben einer definierten, gerichteten UV-Strahlung ausgesetzt werden. Über unterschiedliche Bestrahlungszeiten lassen sich genau bestimmbare UV-Dosen applizieren. Für die Bestrahlungsversuche wurden u. a. Abwasserproben aus unterschiedlichen Behandlungsstufen von neun Abwasserteichanlagen verwendet. Für weitere Informationen zur Methodik, Wahl der Indikatorbakterien, Abwasserquellen und für Zusammenstellungen von Messergebnissen wird auf Rudolph und Fuhrmann (2010) verwiesen. Ergänzende UV-Versuche mit einem Durchflussreaktor wurden von Soud (2013) durchgeführt.

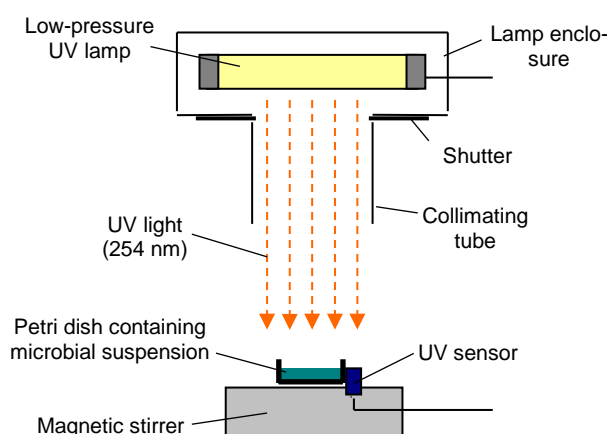


Bild 8.10: Laborbestrahlungsanlage (Collimated Beam Device)

In Bild 8.11 und Bild 8.12 sind am Beispiel von *E. coli* aus den Bestrahlungsversuchen resultierende Inaktivierungskurven (Dose-Response Curves) jeweils für die Zu- und Abläufe von untersuchten Teichkläranlagen dargestellt. Wie zu erwarten war, gibt es eine breite Streuung der Ergebnisse um 2 – 3 Log-Stufen. Trotz der Streuung lassen sich deutlich Vertrauensbereiche für die Inaktivierungskurven identifizieren, die in den Abbildungen rot bzw. grün hervorgehoben worden sind. Es zeigt sich, dass im Mittel mit gleichen Bestrahlungsdosen für Teichabläufe eine um 2 – 3 Log-Stufen größere Inaktivierung als für Zuläufe erzielt wird.

¹ Die WEDECO AG Water Technology wurde 2009 im Rahmen der Übernahme durch den ITT-Konzern zunächst in die ITT Water & Wastewater Herford GmbH und 2011 in die Xylem Water Solutions Herford GmbH überführt; WEDECO wird heute als Produktmarke unter dem Dach von Xylem geführt.

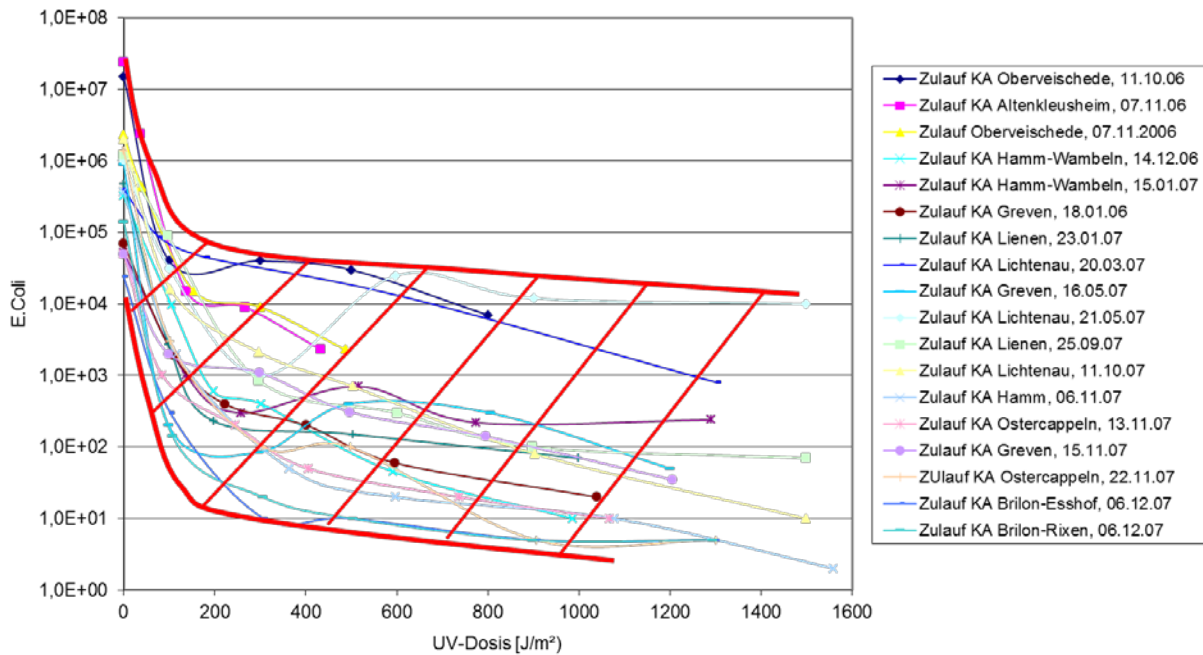


Bild 8.11: Beispiel für Inaktivierungskurven für E. coli nach UV-Bestrahlung im Zulauf (rote Markierung: „Vertrauensbereich“ Zulauf)

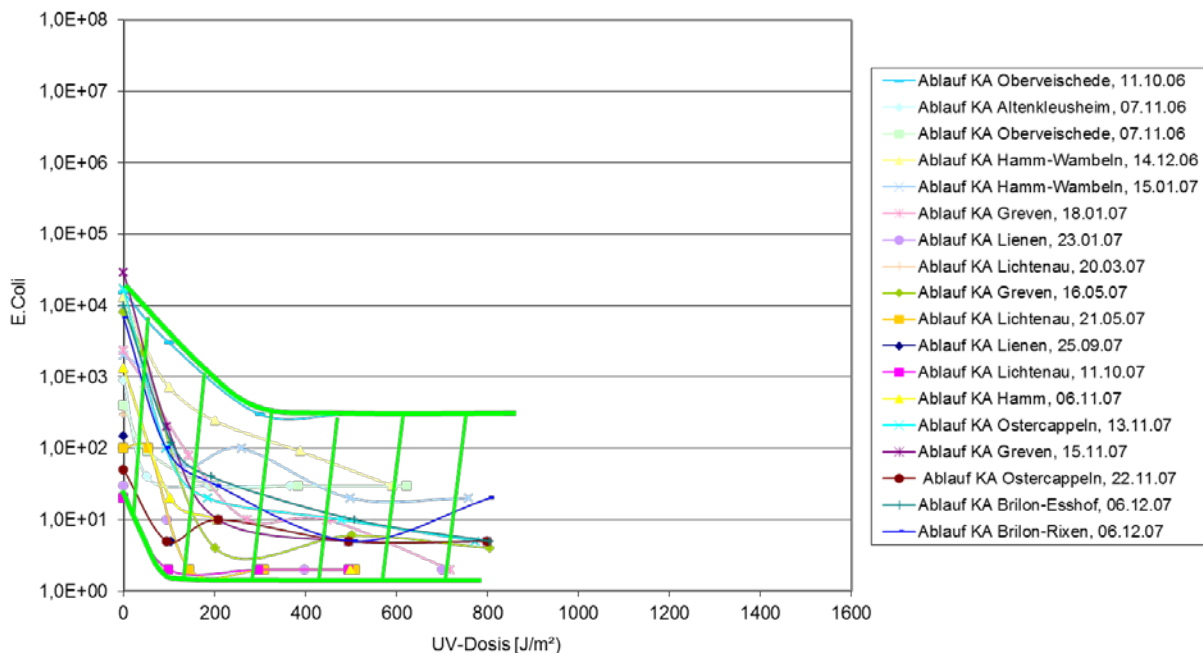


Bild 8.12: Beispiel für Inaktivierungskurven für E. coli nach UV-Bestrahlung im Ablauf (grüne Markierung: „Vertrauensbereich“ Ablauf)

Der gern zitierte Grenzwert aus der WHO-Richtlinie (1989 und 2006) mit 10^3 KBE/100 ml wird bei den untersuchten Teichabläufen mit einer Bestrahlungsdosis ab rund $200 J/m^2$ erzielt. Mit Bestrahlungen ab $300 J/m^2$ werden bereits Werte von 3×10^2 KBE/100 ml eingehalten. In Bild 8.13 sind aus den Ergebnissen der UV-Bestrahlungsversuche stark generalisierte Inaktivierungskurven extrahiert worden. Es wird deutlich, dass die Reduktionsraten des Indi-

katorbakteriums *E. coli* zwischen mechanischer und vollständiger biologischer Reinigung liegen.

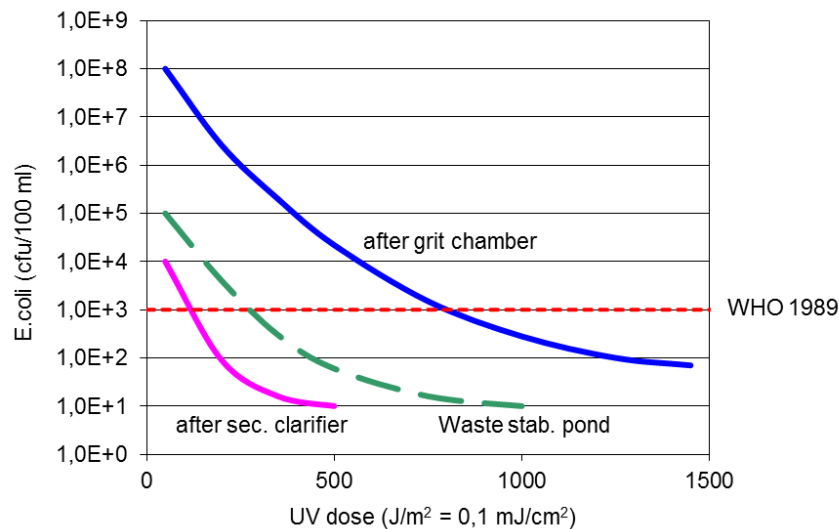


Bild 8.13: Generalisierte UV Dose-Response Curves von verschiedenen behandelten Abwässern (Fuhrmann und Rudolph, 2007)

Die Einordnung der Werte kann an einem Beispiel verdeutlicht werden (Fuhrmann und Rudolph, 2007): Mit einer UV-Dosis in der Größenordnung von 500 J/m^2 , wie sie bei Anwendung der UV-Bestrahlung für Belebungsanlagen mit Sandfilterung zur Sicherstellung einer Coliform-Reduktion auf 10 Einheiten pro 100 ml (z. B. für eine unbeschränkte Bewässerung) typisch ist (Bixio und Wintgens, 2006; siehe auch weitere Minstdosen in Abschnitt 8.5.2), kann eine Reduktion auf rund 100 Colifome pro 100 ml bei Anwendung für den Teichablauf erreicht werden. Das bedeutet, dass die Reduktion um 1 Log-Stufe geringer ausfällt als bei dem intensiver vorbehandeltem Abwasser aus der Belebungsanlage.

Um eine Reduktion auf 10 Coliforme pro 100 ml zu erzielen, ist eine UV-Bestrahlungsdosis von rund 1.500 J/m^2 notwendig. Die Bestrahlung muss also ca. um den Faktor 3 gegenüber dem oben genannten Wert erhöht werden, was immer noch eine sinnvolle Größenordnung in Bezug auf den Energieverbrauch der Lampen darstellt.

Zusammenfassend lässt sich also feststellen, dass die Untersuchungen die Desinfektionswirkung in Abwasserteichanlagen verifiziert und die Möglichkeit zum Einsatz der UV-Desinfektion auch bei nur teilweise vorbehandeltem Abwasser mit UV-Transmissionen $< 70 \%$ bestätigt haben.

Wie in Kapitel 8.3 gezeigt, sind in Teichkläranlagen auch ohne zusätzliche Desinfektionseinrichtungen bereits Bakterienreduktionen von rund 3 – 4 Log-Stufen erreichbar, sodass die weitere Reduktion durch die UV-Bestrahlung von vergleichsweise niedrigen Startkonzentrationen ausgeht. Gleichzeitig findet in den Anlagen eine Verbesserung der für eine nachgeschaltete UV-Desinfektion maßgebenden UV-Transmission auf ein Vielfaches des Zulaufwertes statt. Der Bereich der UV-Transmission in den Abläufen von untersuchten Teichkläranlagen in Deutschland ist mit Werten von rund 30 – 70 % nur geringfügig schlechter als der von konventionellen Kläranlagen. Allerdings ist in Ländern mit stärkerer Sonneneinstrahlung

eine deutliche Verschlechterung der UVT-Werte aufgrund höherer Algenkonzentrationen zu erwarten. (Fuhrmann und Rudolph, 2007; Fuhrmann und Rudolph, 2009)

Als Fazit aus den Bestrahlungsversuchen konnte entgegen der in Fachkreisen weit verbreiteten Meinung nachgewiesen werden, dass die Keimbelastung auch von nur teilweise vorbehandeltem Abwasser (z. B. nach Sedimentation und erster Reduktion in Teichanlagen) sehr wohl mit akzeptablem Energieeinsatz auf Werte reduziert werden kann, die eine Wiederverwendung für landwirtschaftlichen Einsatz gemäß einschlägiger Empfehlungen erlauben. Der oft zitierte Grenzwert aus der WHO-Richtlinie (1989 und 2006) von 10^3 KBE/100 ml wird bei den untersuchten Teichabläufen bereits mit einer Bestrahlung ab rund 200 J/m^2 erzielt und kann mit einer rund verdreifachten Dosis gegenüber den in der Trinkwasserbehandlung üblichen Dosen sichergestellt werden (vgl. Bild 8.14). Zu berücksichtigen ist, dass die höheren Kosten für die erhöhte Energieaufnahme durch den Verzicht auf eine Vorbehandlungsstufe (z. B. Filtration), die auch bei allen anderen Desinfektionsverfahren nötig wäre, teilweise kompensiert werden kann.

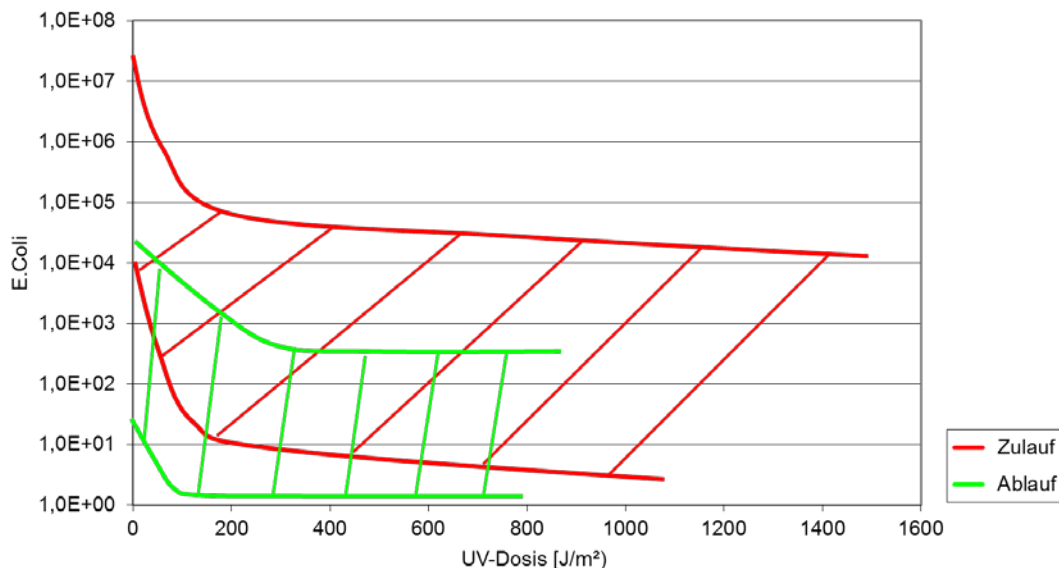


Bild 8.14: Inaktivierungsbereiche von *E. coli* bei UV-Bestrahlung von Teichabläufen

8.5.6 Entfernung von Helmintheneiern

Mit UV-Bestrahlung lässt sich keine adäquate Inaktivierung von Wurmeiern erzielen. Tatsächlich haben sich z. B. *Ascaris*-Eier als die UV-resistentesten Organismen im Abwasser gezeigt: bei UV-Dosen bis zu 1.000 J/m^2 ($= 100 \text{ mWs/cm}^2$), die in üblichen UV-Anwendungen realistisch sind, liegt die Inaktivierung bei weniger als 1 Log-Stufe (Brownell und Nelson, 2006).

Bei der Kombination von Abwasserteichen mit einer nachgeschalteten UV-Anlage spielt die hohe Resistenz gegen UV-Bestrahlung jedoch keine Rolle, da in den Abwasserteichen in der Regel Reduktionsraten für Wurmeier im Teichablauf von annähernd 100 % erreicht werden (von Sperling et al., 2003), siehe Abschnitt. 5.5.4 und Tabelle 8.1.

Durch diesen Effekt stellt die Kombination von UV-Anlagen mit Teichanlagen für den Bereich der Helmintheneier eine geradezu ideale Kombination dar, bei der die UV-Effizienzlücke durch die Teiche vollständig aufgefangen wird.

8.5.7 Reaktivierung von Keimen

Anderes als bei einer Chloranwendung besteht bei der UV-Bestrahlung keine Depotwirkung. Mikroorganismen haben zudem die Fähigkeit, durch UV-Strahlung verursachte Schädigungen bis zu einem bestimmten Grad zu reparieren (Reaktivierung). Die Fähigkeit ist bei den verschiedenen Stämmen von Mikroorganismen unterschiedlich ausgeprägt. Zu den UV-empfindlichen Arten zählen die gramnegativen Bakterien (z. B. coliforme Bakterien, Salmonellen), zu den weniger empfindlichen die grampositiven Bakterien (z. B. Staphylokokken, Enterokokken). Infolgedessen kommt es nach der UV-Bestrahlung zu einer Veränderung der verbleibenden Biozönose (Florenverschiebung). Pilze und Sporen haben die höchste UV-Resistenz. Viren sind zwischen gramnegativen und grampositiven Bakterien einzustufen. (Popp, 1978; ATV-M 205, 2013)

Bei den zelleigenen Reparaturmechanismen werden Photoreaktivierung und Dunkelreaktivierung („Dark Repair“) unterschieden, je nachdem, ob die Reparaturvorgänge durch Licht induziert werden oder nicht. Der Grad der Photoreaktivierung hängt vom Lampentyp des UV-Strahlers ab und tritt vor allem dann auf, wenn keine ausreichende Mindestbestrahlung sichergestellt werden kann, insbesondere bei nicht vollständig geklärtem Abwasser (Lindenauer and Darby, 1994). Bei polychromatischen Lampen (Mitteldruckstrahler mit einem größeren Emissionsspektrum, vgl. Bild 8.6) ist der Effekt geringer als bei monochromatischen Niederdrucklampen. Eine Quantifizierung dieses Effektes ist aber schwierig.

Photo- und Dunkelreaktivierung sind beide stark von den Umgebungsbedingungen abhängig (Temperatur, Belichtungsquelle etc.). Die Reaktivierung wird erst einige Stunden nach der UV-Bestrahlung signifikant. Daten verschiedener Autoren zeigen eine große Bandbreite an Wiederverkeimungsraten. So variieren die Angaben für Coliforme von rund 1,0 – 2,0 Log-Stufen bei Belichtungszeiten von 2 – 6 h (Whitby et al., 1984; Harris et al., 1987b; Chrtek und Popp, 1991; Thyen et al., 1993, Oberg, 1995). In der Regel wird die maximale Keimkonzentration ungefähr 1 bis 2 Tage nach einer UV-Bestrahlung erreicht, danach nimmt sie wieder ab. In Tabelle 8.11 findet sich eine Zusammenstellung von Oberg (1995) mit zahlreichen Literaturwerten zur Photoreaktivierung verschiedener Indikatorbakterien. Für weitere Informationen zur Reaktivierung wird u. a. auf Oberg (1995) verwiesen, die das Phänomen in einem früheren Vorhaben an der Universität Witten/Herdecke untersucht hat. Im Rahmen neuerer BMBF-Vorhaben am IEEM in Witten wurden ebenfalls einzelne Versuche zur Reaktivierung nach UV-Bestrahlung gemacht, die die Aussagen von Oberg bestätigen (siehe Soud, 2013).

Photoreaktivierung spielt eine wichtige Rolle, wenn behandeltes Wasser nach der UV-Bestrahlung nicht direkt der Verwendung zugeführt wird. Daher eignet sich UV-bestrahltes Abwasser vor allem für „Point-of-use“-Behandlung oder zur Verringerung der Anfangsbelastung bei Langzeitspeicherung.

Tabelle 8.11: Zusammenstellung von Literaturwerten zur Photoreaktivierung verschiedener Keime bzw. Keimgruppen (Oberger, 1995, Tab. 1.3-1)

Keimart/-gruppe	Bestrahlungsquelle	Bestrahlungszeit	Zunahme der Keimzahlen nach Bestrahlung (Log-Stufen)	Autor/en
<i>E. coli</i>	künstl. Licht	1 h	1 – 1,5	Steven 1980
<i>E. coli</i>	künstl. Licht	2 h	bis 3,4	Harris et al. 1987a
Fäkalcoliforme	künstl. Licht	4 h	1,0	Popp 1978
Fäkalcoliforme	künstl. Licht	4 h	1,0	Chrtek u. Popp 1991
Fäkalcoliforme	künstl. Licht	2 h	0,5 – 1,5*	Harris et al. 1987b
Fäkalcoliforme	Sonnenlicht	0,5 – 6 h	max. 1,0	Whitby et al. 1984
Fäkalcoliforme	Sonnenlicht	6 h	1,0 bis 1,5	Thyen et al. 1993
Gesamtcoliforme	künstl. Licht	4 h	1,0	Chrtek u. Popp 1991
Gesamtcoliforme	künstl. Licht	2 h	0,5 – 2,0*	Harris et al. 1987b
Gesamtcoliforme	Sonnenlicht	0,5 – 6 h	max. 1,0	Whitby et al. 1984
Fäkalstreptokokken	künstl. Licht	4 h	0,2	Chrtek u. Popp 1991
Fäkalstreptokokken	künstl. Licht	2 h	0 – 0,5	Harris et al. 1987b
Gesamtkeimzahl	künstl. Licht	4 h	0,8	Chrtek u. Popp 1991
Gesamtkeimzahl	künstl. Licht	4 h	1,7	Mechner u. Fleischmann 1990
<i>Streptococcus faecalis</i>	künstl. Licht	2 h	bis 2,4	Harris et al. 1987a
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Sonnenlicht	3 h	keine	Whitby et al. 1984
<i>Clostridium perfringens</i>	Sonnenlicht	3 h	keine	Whitby et al. 1984

* in Abhängigkeit vom Hüllrohrmaterial bei UV-Bestrahlung

8.5.8 Kosten der Abwasserdesinfektion mit UV-Bestrahlung

Die Auswahl und Projektierung einer Anlage zur UV-Desinfektion von Abwasser erfolgt auf Grundlage der zu behandelnden Wassermenge, der UV-Transmission, dem Typ der jeweiligen Mikroorganismen und der notwendigen Dosis an UV-Bestrahlung, die für die gewünschte Entkeimungsrate benötigt wird. Entsprechend sind die **Investitionskosten** von UV-Anlagen extrem anlagenspezifisch, vor allem in Abhängigkeit von der Anlagengröße, dem Lampentyp, der Abwasserqualität, den zu erfüllenden Anforderungen und hydraulischen Reserven. Dies gilt in der Tendenz unabhängig davon, ob es sich um den intensiv vorgeklärten Ablauf aus einer konventionellen Kläranlage oder um einen Teichablauf handelt.

Analog dazu schwanken auch die Angaben zu den **Betriebskosten**, die neben den Personalkosten vor allem durch Energieverbrauch, Reinigungschemikalien und den Ersatz von Strahlern, Quarzhüllen oder Steuergeräten verursacht werden.

Zu Abwasserteichanlagen liegen bisher keine belastbaren Kostenangaben vor. Grundsätzliche Aussagen lassen sich aber aus Erfahrungen mit UV-Anlagen auf konventionellen Kläranlagen ableiten. Wie stark sich beispielsweise die Anlagengröße auf die Kosten auswirkt, wird aus Bild 8.15 (Investitionskosten unter deutschen Verhältnissen) und Bild 8.16 (Lebenszykluskosten aus internationalen Projekten) sehr deutlich. Zu erstgenannter Zusammenstellung liegen die ermittelten spezifischen Kosten je Einwohner entsprechend der weiten Verteilung über die Anlagengröße zwischen 7 und 52 €/E (DWA-M 205, 2013). Für Abwasserteichanlagen mit ihren eher geringen Ausbaugrößen sind die höheren Werte realistisch.

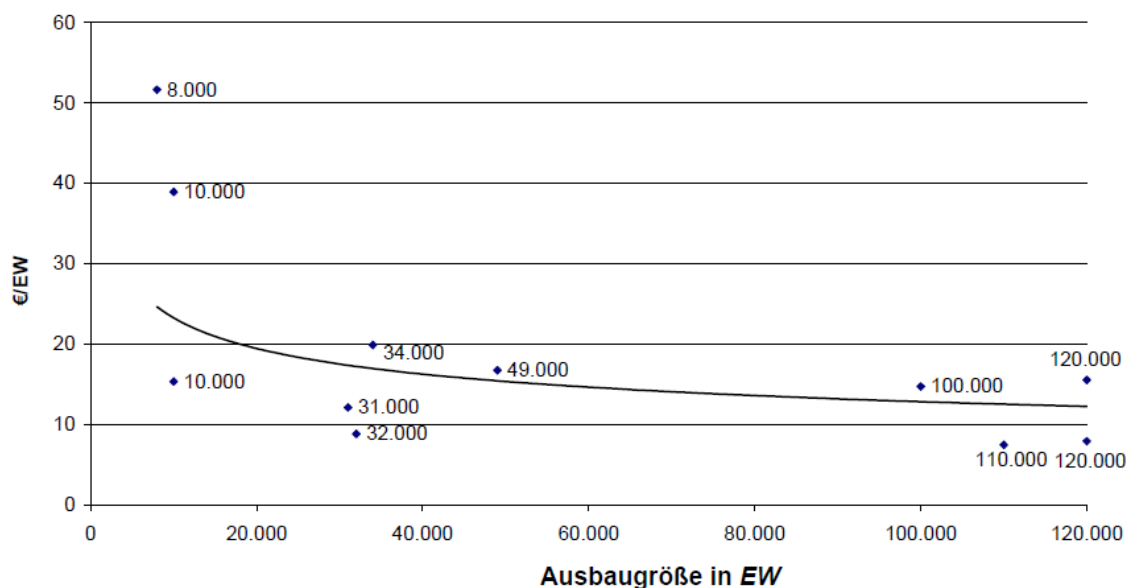


Bild 8.15: Spezifische Ausbaurkosten von UV-Anlagen als Verhältnis der Bruttoinvestitionskosten inkl. Nebenkosten zur Ausbaugröße der Kläranlage (Müller et al. 2009; zitiert in DWA-M 205, 2013)

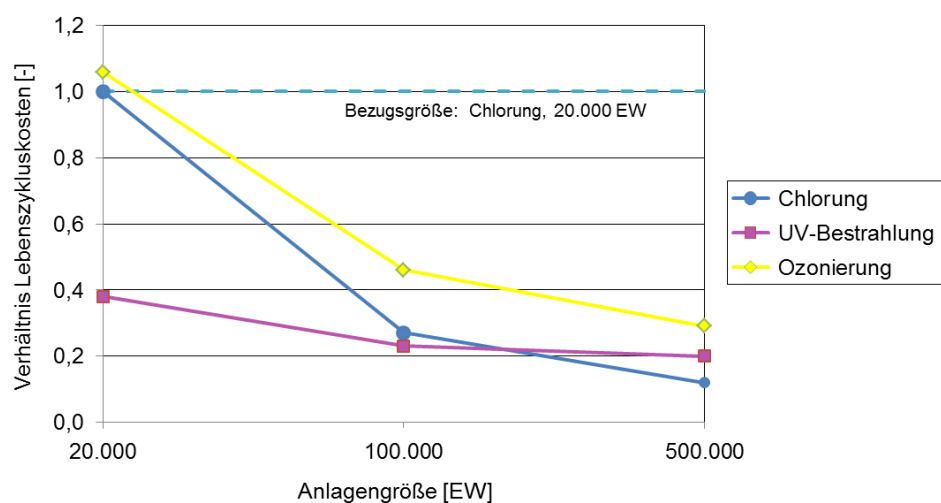


Bild 8.16: Verhältnis der Lebenszykluskosten von Chlorung, UV-Bestrahlung und Ozonierung als Funktion der Anlagengröße (nachgezeichnet von Lazarova, 2004, durch Bixio und Wintgens, 2006)

Zur Verdeutlichung der konkreten **Kostenstruktur** mit einzelnen Kostenarten von UV-Anlagen sind in Tabelle 8.12 und Tabelle 8.13 zwei Beispiele aus den USA dargestellt (leider sind zu der zweiten Anlage Angaben zu Anlagengröße und Abwasserqualität nicht verfügbar, aber die grundsätzliche Kostenstruktur ist auch hier gut erkennbar). Wie auch aus den Tabellen grob ablesbar, sollen sich die laufenden Gesamtkosten von UV-Anlagen laut ATV-M 205 (1998) bei Niederdruckstrahlern je rund zur Hälfte aus den Kapital- und den Betriebskosten zusammensetzen. Bei Mitteldruckstrahlern fallen höhere Stromkosten bei niedrigeren Investitions- und Strahlerersatzkosten an. Das ATV-M 205 (1998) gibt weiterhin an, dass die Be-

triebskosten jeweils zur Hälfte aus dem elektrischen Energieverbrauch und dem Wartungsaufwand einschließlich der Strahlerersatzkosten entstehen. In dem in Tabelle 8.13 dargestellten Beispiel fließen die Energiekosten dagegen nur zu einem deutlich kleineren Bruchteil in die Gesamtbetriebskosten ein. Dies bestätigt wiederum die starke Anlagenabhängigkeit der Kostenangaben.

Tabelle 8.12: Lebenszykluskosten in US\$ am Beispiel einer UV-Anlage für das YCUA Water Reclamation Scheme, Michigan (Kang et al., 2004, zitiert von Bixio und Wintgens, 2006)

Kostenposition	Niederdruck, offenes Gerinne, vertikale Strahleranordnung	Niederdruck, offenes Gerinne, horizontale Strahleranordnung
Investitionskosten	1.898.000	2.067.500
<i>Jährliche O&M-Kosten:</i>		
- Energieverbrauch	91.581	84.769
- Strahlerersatz	34.690	63.000
- Vorschaltgeräte, Hüllrohre, Wischer	n/a	6.300
- Jahreskosten Personal	127.163	156.588
- Chemikalien für Reinigung	k. A.	k. A.
- Summe O&M	127.163	156.588
Barwert O&M	1.458.600	1.796.100
Gesamtbarwert (gerundet)	3.357.000	3.864.000

Auslegungsdaten der YCUA-Anlage: Spitzenabfluss: 238.000 m³/d; Mittlerer Abfluss: 174.000 m³/d; Minimale UV-Dosis: 33 mWs/cm²; Ablauf-Transmission: 65 %. Die Investitionskosten beinhalten die UV-Anlage einschl. Steuerungssystemen und notwendigen Bauwerken. Annahmen für die Jahreskosten: Projektionszeitraum: 20 a, Jahreszinssatz: 6%, Energiekosten: 0.08 US\$/kWh, Personalkosten für Wartung und Strahlerersatz: 40 US\$/h.

Tabelle 8.13: Beispiel für die Kostenstruktur einer UV-Anlage in den USA (Hanzon und Vigilia, 1999, zitiert in U.S. EPA, 1999)

Kostenposition	Kosten der UV-Anlage (US\$)
<i>Investitionskosten:</i>	
- Ausrüstung	120,000
- Bauliche Anpassungen	64,000
- Elektrotechnik	20,000
- Verschiedenes	40,000
Summe	244,000
<i>Jährliche O&M-Kosten:</i>	
- Energieverbrauch	3,300
- Strahler und Chemikalien	2,840
- Reinigung	1,180
- Wartung	1,440
- Prozesssteuerung	6,240
- Tests	4,160
Summe	19,190

Angaben zu **spezifischen Kosten** (z. B. €/m³) sind aufgrund der oben genannten anlagen-spezifischen Randbedingungen kaum verallgemeinerbar. In der Gesamtschau lässt sich je-

doch feststellen, dass sich die spezifischen Kosten für die Desinfektion von Abwasser mittels UV-Bestrahlung im Vergleich zu anderen Verfahren als sehr günstig darstellen und auf einem Niveau vergleichbar zur Chlor-Desinfektion liegen.

Für deutsche Verhältnisse ging das alte ATV-M 205 (1998) für konventionelle Kläranlagenabläufe in Deutschland von Kosten für die UV-Bestrahlung ohne Abwasserfiltration bei günstigen Verhältnissen (hohe Transmission von etwa 60% und geringe Belagbildung) von umgerechnet etwa 0,025 €/m³ Abwasser aus, die bei ungünstigen Verhältnissen oder aufwendigerer Ausstattung auf über 0,05 €/m³ ansteigen. Im neuen DWA-M 205 (2013) werden die Kosten mit 0,03 – 0,06 €/m³ etwas höher angegeben. Diese Werte decken sich in der Tendenz mit den in Tabelle 8.9 (S. 117) angegebenen Werten für den **Kostenvergleich** von verschiedenen Verfahren zur Desinfektion von Kläranlagenabläufen.

Einschränkend anzumerken ist, dass sich sämtliche veröffentlichte Kostenangaben zur UV-Desinfektion mangels existierender Beispiele für UV-Systeme bei Abwasserteichanlagen auf konventionelle Kläranlagen mit vollständiger biologischer Behandlung und Nachklärung beziehen. Bei der Übertragung der Kostendaten auf die Desinfektion von Teichabläufen ist daher zu beachten,

- a) dass sich die veröffentlichten Kostendaten meist auf deutlich größere Anlagengrößen beziehen und kleinere Teichkläranlagen somit in der Regel höhere spezifische Kosten aufweisen und
- b) dass bei gleichem Abflussvolumen aufgrund der im Mittel schlechteren UV-Transmission die erforderliche spezifische Strahlerleistung und damit auch der Energieverbrauch deutlich erhöht sind – nach Abschnitt 8.5.5 kann man von einer Größenordnung um den Faktor 3 ausgehen.

Entsprechend sind die spezifischen Kostenangaben zu korrigieren. Wenn man für eine überschlägige Abschätzung der Kosten für die nachgeschaltete UV-Bestrahlung den Grundwert für deutsche Verhältnisse aus Tabelle 8.9 in Höhe von rund 0,06 €/m³ um den Faktor 3 erhöht (unter Vernachlässigung, dass der Wert nicht linear steigt), könnte man eine Größenordnung von rund 0,18 €/m³ annehmen. Dieser Wert ist allerdings mit vielen Unsicherheiten beaufschlagt.

8.6 Weiterer Forschungsbedarf

Im Bereich der Abwasserdesinfektion, zumal jener mittels UV-Bestrahlung, existieren noch viele offene Fragen. Neben der Neuentwicklung und weiteren Optimierung von UV-Strahlern (siehe auch Anhang 3) und der zugehörigen Anlagentechnik (Verhinderung von Fouling, verbesserte Steuerungsmöglichkeiten) gibt es insbesondere im Hinblick auf anwendungsorientierte Fragestellungen weiteren FuE-Bedarf. Dies gilt insbesondere für den Ansatz zur Desinfektion von nur teilvorbehandeltem Abwasser, für den die praktische Umsetzung noch aussteht. Hier lassen sich beispielsweise benennen:

- Vertiefende Untersuchung des Einflusses der Konzentration an suspendierter Algenbiomasse auf die UV-Desinfektionseffizienz, insbesondere in Ländern mit hoher Sonneneinstrahlung.

- Generierung von weiteren Datengrundlagen für die Auslegung von UV-Systemen für nicht vollständig geklärtes Abwasser.
- Automatisierte Diagnostik von Mikroorganismen im Ablauf nach der Bestrahlung, zur Steuerung und Kontrolle der UV-Anlage, z. B. opto-sensorische Keimerkennung, für die es bereits Ansätze gibt (EUWID, 2008).
- Praxisbezogene Kosten-Nutzen-Untersuchungen.
- Untersuchung des Einflusses auf weitere Mikroorganismen und Identifizierung weiterer relevanter Indikatororganismen.
- Eruierung der Dark-Repair-Mechanismen, z. B. auch in Hinblick auf Viren.
- Identifikation von Nebenprodukten, die bei der UV-Desinfektion entstehen könnten.

Abseits der technischen Desinfektionsverfahren besteht weiterhin Untersuchungsbedarf für die gezielte Berücksichtigung der natürlichen Insolation bei der Konstruktion von Abwasserteichen (Flachwasserbereiche etc.). Die bisher bekannten, komplexen Prinzipien der solaren Desinfektion werden in Abschnitt 8.3.3 skizziert.

8.7 Fazit

Durch verschiedene Wirkungsmechanismen wie Sedimentation, bio- und photochemische Prozesse, u. a. angeregt durch Sonnenlicht, kommt es in Teichanlagen zu signifikanten Minderungen von mikrobiologischen Belastungen, die deutlich über denen von konventionellen Verfahren wie Belebungsanlagen liegen. Besondere Bedeutung kommt der Tatsache zu, dass Abwasserteichanlagen aufgrund ihrer langen hydraulischen Aufenthaltsdauern eine bis zu 100 %ige Rückhaltung von Helmintheneiern gewährleisten und gerade Wurmerkrankungen bei der Wasserwiederverwendung eine der zentralen Gesundheitsgefährdungen in Entwicklungsländern darstellen.

Bei der Nutzung von Teichabläufen für Zwecke der Wiederverwendung (z. B. als Bewässerungswasser in der Landwirtschaft) können weitergehende Desinfektionsverfahren für den Teichablauf notwendig werden, die eine kontinuierliche Keimreduktion unabhängig von saisonalen Schwankungen sicherstellen. In einem Vergleichsverfahren und praktischen Untersuchungen hat sich die UV-Bestrahlung als probates Verfahren herausgestellt. Entgegen der in Fachkreisen weit verbreiteten Meinung konnte nachgewiesen werden, dass die Keimbelastung auch von nur teilweise vorbehandeltem Abwasser (z. B. nach Sedimentation in Teichanlagen) sehr wohl mit akzeptablem Energieeinsatz auf Werte reduziert werden kann, die eine Wiederverwendung für landwirtschaftlichen Einsatz gemäß einschlägiger Empfehlungen erlauben.

Im Bereich der Abwasserdesinfektion gibt es weiterhin einen hohen Klärungsbedarf in diversen Einzelfragen. So ist die zentrale Bedeutung der Wirkung natürlicher Sonneneinstrahlung weitgehend bekannt, jedoch besteht noch großer Forschungsbedarf zu den genauen Mechanismen und Interdependenzen. Weiteren Forschungsbedarf gibt es auch hinsichtlich der künstlichen UV-Bestrahlung, insbesondere in Fragen der praktischen Anwendung, wie beispielsweise zur Quantifizierung des Einflusses von suspendierter Algenbiomasse auf die Desinfektionseffizienz.

9 Zusätzliche Nutzenpotenziale bei Teichverfahren

Abwasserteiche können mehr als nur Abwasser reinigen – neben einem Überblick über die Möglichkeiten für die Erschließung zusätzlicher Funktionen und neuer, zukunftsgerichteter Einsatzfelder für Teichsysteme (Kap. 9.1) werden ausgewählte Ansätze und Potenziale näher erläutert und diskutiert (Kap. 9.2 bis 9.6).

9.1 Nutzenpotenziale

Deutlich ausgeprägter als andere Abwasserreinigungsverfahren bieten Abwasserteichanlagen neben ihrem originären Einsatzzweck auch Potenziale für zusätzliche Nutzenfunktionen. Angefangen von lang bewährten Anwendungen für die Regenwasserrückhaltung und -mitbehandlung oder als Abwasserfischteich, über die Nutzung von Hydrophyten, bis hin zu innovativen Ansätzen zur Biomasse- und Biogasgewinnung für die Energieproduktion gibt es eine Bandbreite unterschiedlicher Möglichkeiten, wie in Tabelle 9.1 zusammen mit spezifischen Treibern und Herausforderungen aufgelistet ist.

Tabelle 9.1: Zusätzliche Nutzenfunktionen bei Abwasserteichen und die zugrundeliegenden Teicheigenschaften (stark ergänzt auf Basis von Fuhrmann und Rudolph, 2010)

Nutzenfunktion	Relevante Teicheigenschaften, sonstige Bedingungen	Treiber	Herausforderungen
Rückhalte- und Pufferfunktion, insbesondere für Regenwasser	Volumen	Ohnehin bestehendes großes Volumen	Gestaltung zur Vermeidung von hydraulischen Kurzschlüssen
Reservoir, Speicherfunktion für Zwecke der Wasserwiederverwendung	Volumen, Tiefe	Ohnehin bestehendes großes Volumen	Besondere Geometrie, z. B. große Tiefe, um die Verdunstung gering zu halten
Biomassengewinnung, z. B. für Biokraftstoff aus Algen	Algenmasse und -spezies, Sonneneinstrahlung, Temperatur	Algenmasse und Pflanzenmaterial können u. a. zur Energiegewinnung eingesetzt werden; höhere Wachstumsraten als bei Landpflanzen, insbesondere in tropischen Klima	Algenabtrennung und -aufbereitung noch im Entwicklungsstadium; lohnt sich nur in Regionen mit vielen Sonnenstunden
Hydrophytenproduktion, Verwertung von Wasserpflanzen	Wasserqualität (Nährstoffgehalt), Temperatur	In tropischem Klima starkes natürliches Pflanzenwachstum	Bei unregelmäßiger Ernte können starke Verkrautung und absterbende Pflanzen ggf. zu Betriebsproblemen führen

Nutzenfunktion	Relevante Teicheigenschaften, sonstige Bedingungen	Treiber	Herausforderungen
Fischzucht / Aquakultur	Wasserqualität	Natürliche Nährstoffzufuhr durch das Abwasser	Probleme mit hygienischen und Schadstoffparametern im Abwasser
Biogasproduktion (Methan) zur Energiegewinnung	Anaerobe Verhältnisse, Temperatur, CSB-Fracht, Abdeckung der Teichoberfläche mit Gasfassung	Natürliche Methanproduktion bei Anaerobteichen in warmen Klima	Bei kleinen Anlagen Gasverwertung schwierig; Methanemissionen in die Atmosphäre; vor allem bei höheren Temperaturen relevant
Desinfektion des Abwassers, z. B. für die Wasserwiederverwendung mit niedriger mikrobiologischer Belastung	Hydraulische Aufenthaltszeit, Gestaltung, Algenbiozönose, nachgeschaltete Desinfektion zusätzlich zur natürlichen Keimreduktion	Hohe natürliche Keimreduktionsrate in Teichen	Zusätzliche Ablaufnachbehandlung oder weitere Gesundheitsschutzmaßnahmen nötig, da natürliche Schwankungen in Tagesgang und saisonalem Verlauf
Besondere Reinigungsleistungen, z. B. für industrielles Abwasser	Spezifische Algenpezies, Volumen	Einfach zu betreibende Technologie für abgelegene Standorte; gute Pufferung durch ohnehin bestehendes großes Volumen	Adaption der Biozönose an die gegebenen Bedingungen; angepasste hydraulische Ausbildung zur Pufferung von Stoßbelastungen
Hydroenergetische Speicherung	Geodätischer Höhenunterschied	Suche nach geeigneten (dezentralen) Möglichkeiten zur Energiespeicherung	Funktioniert nur bei entsprechender Topographie
„Blue Park“ und „Green Park“ für Erholungszwecke (Wasser- und Grünflächen)	Umgebung, angemessene Landschaftsgärtnerei	Bessere Integration in natürliches Umfeld oder angelegte Grünanlagen möglich als bei technischen Kläranlagen	Hoher Flächenbedarf; naturnahe Gestaltung kollidiert ggf. mit hydraulisch-konstruktiven Erfordernissen; zusätzlicher Pflegeaufwand
Freihalten nicht entwickelter Grundstücksflächen / „Landbanking“	Umgebung, Fläche	Vorhandene Freiflächen; Teiche als kostengünstige Zwischenlösung	Hoher Flächenbedarf in entwicklungsfähiger Lage
CO ₂ -Adsorption	Algenmasse (als nachwachsender Rohstoff)	Ohnehin vorhandene Algenbiomasse; positiver Effekt auf Algenwachstum und Reinigungsleistung; Steigerung der Biomasseproduktion	Nur bei gezielter Kultivierung von Algen als zusätzlichem, nachwachsendem Rohstoff relevant, da ansonsten „Nullsummenspiel“ in CO ₂ -Bilanz; Einbringung des Gases

Übergeordnete Motivation für die zielgerichtete Aktivierung von zusätzlichen Funktionen kann der resultierende Beitrag zur Co-Finanzierung des Abwasserteichbetriebs sein oder es wirken äußere Triebkräfte wie die Suche nach alternativen Energiequellen und nachwachsenden Rohstoffen. Die Zusatzfunktionen bieten die Möglichkeit, neue Einsatzfelder für Teichsysteme zu erschließen, vor allem im Zusammenhang mit Biogas- und Biomasseverwertung, bei denen aktuell ein hohes Entwicklungspotenzial zu erwarten ist. Gerade im Kontext zur Energiegewinnung sind Mehrzweckteichanlagen („Multi-Purpose Ponds“) im ländli-

chen Raum gut vorstellbar, insbesondere bei landwirtschaftlichen Produktionsstätten und in Ergänzung zur dortigen energetischen Nutzung der Biomasse aus der Tierhaltung. Hier besteht jedoch noch FuE-Bedarf auf dem Weg zu wirtschaftlich tragfähigen Lösungen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass bestimmte Randbedingungen, wie hohe Temperaturen und Sonneneinstrahlung für eine hohe Biomasseproduktion, und die Bereitstellung von Parallelinnovationen, wie beispielsweise wirtschaftlich konkurrenzfähige Anlagen zur Biokraftstoffproduktion aus der gewonnenen Algenbiomasse, notwendige Voraussetzungen für die weitere Entwicklung darstellen.

Ein hinderlicher Aspekt bei der praktischen Realisierung von Mehrzweckanlagen sind die komplexeren Planungsvorgänge bei der Kombination von Reinigungs- und Zusatzfunktionen und die Tatsache, dass der Betreiber der Abwasseranlage neben der Sicherstellung der ordnungsgemäßen Abwasserreinigung auch die Belange z. B. des Biomassewachstums oder den Betrieb einer Biogasanlage berücksichtigen muss, mit entsprechenden Anforderungen an Know-how und Personal.

Dennoch kann konstatiert werden, dass zweifellos interessante Ansätze im Bereich zusätzlichen Nutzenfunktionen neben der reinen Abwasserreinigung existieren. Aus den in Tabelle 9.1 genannten Einsatzfeldern werden einige besonders relevante Nutzenfunktionen in den nachfolgenden Abschnitten näher betrachtet.

9.2 Nutzung des gereinigten Abwassers

Das naheliegendste Potenzial zur Nutzung von „Produkten“ aus Abwasserteichsystemen ist das gereinigte Abwasser. Aufbereitetes Abwasser kommt weltweit in großem Umfang vor allem für Bewässerungszwecke in der Landwirtschaft aber auch für urbane und industrielle Zwecke zum Einsatz. Zunehmende Wasserknappheit u. a. aufgrund von Bevölkerungswachstum resultiert seit vielen Jahren in einem globalen Trend zur Wasserwiederverwendung aus behandeltem Abwasser, wie in Kapitel 4.3.5 beschrieben.

Ein vorrangiges Behandlungsziel stellt in diesen Fällen vor allem die Reduktion der hygienischen Risiken mittels Abwasserdesinfektion dar, wohingegen bei der Nährstoffelimination gegebenenfalls etwas geringere Reinigungsziele möglich sind, wenn der Düngewert des Abwassers für die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt werden soll. Abwasserteichsysteme erhalten in diesem Kontext einen besonderen Stellenwert, weil sie natürlicherweise eine signifikante Reduktion der mikrobiologischen Belastung erreichen, was in Kapitel 8 umfassend dargelegt ist.

Wenn bei Direktnutzung des Ablaufwassers saisonale Schwankungen der Ablaufqualität eine zusätzliche nachgeschaltete Desinfektion notwendig machen, stehen verschiedene Optionen zur Verfügung (von Perkolationsfiltern, bewachsenen und nicht bewachsenen Schüttgutfiltern bis hin zur UV-Bestrahlung). Suspendiertes Material, insbesondere Algen, erschweren den Einsatz technischer Desinfektionsverfahren, wie jedoch in Kapitel 8.5 gezeigt, ist die UV-Desinfektion unter Umständen technisch und wirtschaftlich möglich.

9.3 Biogasgewinnung zur Energieerzeugung

In den letzten Jahrzehnten ist im Zusammenhang mit Abwasserteichverfahren eine enorm gestiegene Bedeutung der alternativen Energieerzeugung aus Biogas zu verzeichnen. Insbesondere in tropischen Regionen mit hohen Temperaturen kommen Anaerobteiche mit Biogasfassung zum Einsatz teilweise auch als hochbelastete High-Rate Anaerobic Ponds, die speziell zur Biogasproduktion ausgelegt werden.

In Anaerobteichen erfolgt der Abbau der organischen Fracht überwiegend durch Sedimentation und anschließende Faulung bis hin zu teilweiser Umsetzung zu Methan (über die bekannten vier Stufen der Hydrolysephase, Versäuerungsphase, Acetogenphase und methanogenen Phase). Anders als beim mesophilen Abbau in beheizten Faulbehältern auf technischen Kläranlagen läuft der anaerobe Abbau jedoch entsprechend den niedrigeren Wassertemperaturen im psychophilen Bereich ab, bei entsprechender Adaption der Bakterien auch herunter bis zu Temperaturen im einstelligen Bereich. Zur spezifischen Methanausbeute bezogen auf die zugeführte organische Fracht berichten Park und Craggs (2006) sowie Craggs et al. (2008) aus Untersuchungen verschiedener Autoren an Anaerobteichen mit Zuflüssen aus Landwirtschaftsbetrieben von Werten in einer Bandbreite von rund 0,2 bis max. $1,5 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg oTR}$, wobei deren eigene Untersuchungen Werte im unteren Bereich der Bandbreite zeigten und somit in einer ähnlichen Größenordnung wie in konventionellen Faulbehältern liegen. Die niedrigere volumenbezogene Fracht und Abbaurate in den Teichen wird vermutlich durch die längere Aufenthaltszeit kompensiert.

Zum Anteil der umgesetzten Kohlenstofffracht haben Picot et al. (2003) eine C-Massenbilanz für einen Anaerobteich im französischen Mittelmeerklima erstellt, die zeigte, dass rund 74 % des aus dem Zulauf entfernten organischen Kohlenstoffs in CH_4 umgewandelt wurde (83 % CH_4 -Anteil im entstandenen Biogas), 13 % als gelöster anorganischer Kohlenstoff anfielen und 15 % im Schlamm eingelagert wurden. Wenn man davon ausgeht, dass in Anaerobteichen in Abhängigkeit u. a. der Temperatur ein Abbau der organischen Fracht um 40 – 70 % erzielt werden kann (siehe Kapitel 3.2), ergibt sich eine Umsetzung von rund einem Drittel bis der Hälfte der zufließenden organischen C-Fracht in CH_4 (Methanausbeute). Die CH_4 -Konzentrationen in dem aus der Teichoberfläche emittierten Biogas ist relativ hoch (70 – 90 % im Vergleich zu 65 – 70 % bei mesophiler Faulung), was Heubeck et al. (2006) und Craggs et al. (2008) auf das Lösen des CO_2 im Wasser zurückführen („ CO_2 -Scrubbing“), das bei niedrigeren Temperaturen eine höhere Löslichkeit aufweist.

Die Fassung des Biogases gestaltet sich in Teichen aufgrund der großen Flächen schwieriger als in geschlossenen Anaerobreaktoren von technischen Kläranlagen, es gibt jedoch mittlerweile viele bautechnisch und betrieblich handhabbare Möglichkeiten für Teichanwendungen. Auf dem Markt sind seit einigen Jahren ausgereifte Konstruktionen mit Kunststofffolien erhältlich. Diese haben den positiven Nebeneffekt, dass sie bei entsprechender Konstruktion durch Abheben von der Wasseroberfläche auch als Speicherraum dienen können (3 – 4 d). Bild 9.1 zeigt einige Beispiele für schwimmende Abdeckungen über Anaerobteichen in den Peru, USA und Australien. Bei einer der weltgrößten Abwasserteichanlagen, dem Western Wastewater Treatment Plant in Melbourne, Australien (Bild 2.2 auf S. 5), werden beispielsweise auf 12 ha Anaerobteichen rund 3,7 MW elektrische Energie erzeugt, die ca. 60 % des Energieverbrauchs der Gesamtanlage decken (Melbourne Water, 2005).

Das anfallende Biogas kann direkt auf den jeweiligen Teichkläranlagen zur Gewinnung elektrischer Energie genutzt werden (Craggs, 2005c). Die alternative oder kombinierte Erzeugung von Heizwärme aus dem Gas macht bei kommunalen Abwasserteichanlagen mangels Abnehmer meist keinen Sinn, kann jedoch bei Standorten auf industriellen bzw. landwirtschaftlichen Betriebsstätten ebenso von Interesse sein, wie der Einsatz des Biogases zur Kälterzeugung zur Kühlung von Betriebsgebäuden etc. Voraussetzung für die Biogasnutzung ist in der Regel eine hochwertige Aufbereitung des Gases. Ein Problem im Hinblick auf eine wirtschaftliche Gasnutzung liegt in der Dezentralität und geringen Größe vieler Abwasserteichanlagen. Allerdings herrscht auf dem Markt für Systeme zur Biogasnutzung derzeit viel Dynamik, auch getrieben durch vergleichbare landwirtschaftliche Biogasanlagen und Abfallvergärungsanlagen (siehe z. B. DWA-M 361, 2011). Mit zunehmend effizienteren Kleinanlagen zur Energiegewinnung (z. B. Entwicklungen im Bereich von Gasmotoren, Mikrogasturbinen und Brennstoffzellen für regenerative Brennstoffe) kann sich damit langfristig der Einsatz von Biogas auch für dezentrale, mittelgroße Anlagen lohnen. Wie in Kapitel 11 zu Nachhaltigkeitsaspekten ausgeführt, würde aus Klimaschutzgesichtspunkten aufgrund des hohen Treibhauspotenzials auch schon eine Verbrennung des anfallenden Methans ohne energetische Nutzung eine Verbesserung gegenüber der Ausgangssituation darstellen.



Bild 9.1: Biogasfassungen aus Anaerobteichen mit schwimmender Flachabdeckung bzw. Tragluftmembran; Beispiele (von oben links) aus Peru, den USA und Australien (Fotos: Rudolph)

9.4 Verwertung von Algen und Hydrophyten

Starkes Wachstum von Wasserpflanzen und Algen aufgrund der lokalen Klimabedingungen kann insbesondere in tropischen Regionen ein Problem darstellen – oder aber als Chance

für eine gezielte Nutzung des geernteten Pflanzenmaterials genutzt werden. In einigen tropischen Regionen wird die Gewinnung von Biomaterial aus Abwasserteichen bereits heute angewendet (siehe Beispiel aus Vietnam in Bild 9.2) und kann einen signifikanten Beitrag zur Deckung der Betriebskosten leisten.

Die in bzw. auf den Abwasserteichen wachsenden Hydrophyten wie Wasserhyazinthen (*Eichhornia*) und Wasserlinsen (*Lemna*) werden für Biogaserzeugung, Nährstoffnutzung über Kompostierung, zur Herstellung von natürlichen Fasern und für pharmazeutische Produkte genutzt. Auch aus gemäßigten Breitengraden existieren Anwendungen in Anlehnung an andere pflanzenorientierte, naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren wie Pflanzenbeete oder bewachsene Bodenfilter, bei denen das Pflanzenmaterial z. B. von Rohrkolben (*Thypha*) als Rohstoff für Bau- und Dämmmaterialien gewonnen wird (Lenz, 1997). Gerade unter dem Gesichtspunkt nachwachsender Rohstoffe gibt es unter anderem in Neuseeland und Kalifornien wissenschaftliche Ansätze zur Intensivierung dieses Bereichs.



Bild 9.2: Ernte von Wasserhyazinthen aus einem Abwasserteich in Vietnam (links) und von Wasserschnecken in Thailand (rechts) (Fotos: Rudolph)

Ein mit zunehmendem Interesse verfolgter Verwertungsbereich gilt den Mikroalgen in den Teichen. Die Algenkonzentration in einem Fakultativteich liegt bei ordnungsgemäßem Betrieb laut Mara (1997) in Abhängigkeit von Zuflussbelastung und Temperatur üblicherweise bei rund 500 – 2.000 µg Chlorophyll *a* pro Liter und kann bei speziell dafür ausgelegten Algenteichen auch deutlich darüber hinausgehen. Während vermehrtes Algenaufkommen bei Abwasserteichen in Deutschland ausschließlich als Betriebsproblem wahrgenommen wird, gibt es weltweit mittlerweile zahlreiche Ansätze für eine gezielte Kultivierung der Algenbiomasse.

Die Verwendung von Algen z. B. als Nahrungsmittel ist schon seit Jahrhunderten bekannt. Vor allem in Asien kommen verschiedene Rot- und Braunalgen in großem Maßstab in der Lebensmittel- und pharmazeutischen und Kosmetikindustrie zum Einsatz. Schwerpunkt bilden dabei Meeresalgen. Insbesondere dank ihres hohen Proteingehalts eignet sich aber auch die in Abwasserteichen heranwachsende Algenbiomasse zur Produktion von Nahrungs- oder Futtermitteln (wie von Mara (2009) mit dem Slogan „Sewage to Beafsteak“ auf den Punkt gebracht wurde). Aufgrund möglicher Keim- und Schadstoffbelastungen aus dem Abwasser ist dies in der Praxis jedoch nur bei sehr kontrollierten Einleitungsbedingungen

denkbar. Solche Ansätze werden z. B. zur Produktion von Schweinefutter in Australien erprobt (McCann, 2011). Eine weitere Anwendung besteht in der Verwendung von Algen als Düngemittel. Craggs (2005b) verweist darauf, dass Algen einen hohen Anteil an Stickstoff, Phosphor und Kalium haben (Metting et al., 1988) und aufgrund ihrer Zellstruktur eine langsame, anhaltende Düngewirkung entfalten. Zudem können bei der Verwendung als Düngemittel die beim Algenwachstum aus dem Abwasser aufgenommenen Nährstoffe direkt wieder dem Kreislauf zugeführt werden.

Ein besonderes Augenmerk wird in jüngster Zeit der Erzeugung von Algenbiomasse als nachwachsendem Rohstoff zur Energiegewinnung („Bioharvesting“) gewidmet. Eine gezielte Erhöhung und Entnahme verwertbarer Algenbiomasse in Teichen galt lange Zeit als schwierig, weil sich die Separation und Selektion der suspendierten Mikroalgen als technische Herausforderung erwiesen hatte. Wie in Kapitel 6.3.1 zu Algenteichen dargestellt, wurden auf Basis verschiedener FuE-Ansätze u. a. aus Südafrika, Neuseeland und den USA mittlerweile praxistaugliche Anwendungen zur gezielten Algenanreicherung und -separation entwickelt und meist im Zusammenhang mit High-Rate Algal Ponds (HRAP, siehe Kapitel 6.3.2) auch großtechnisch erprobt, vor allem getrieben durch den Wunsch zur Steigerung der Algenernte für eine gezielte Verwertung der Algenbiomasse für die Energie- oder Kraftstoffproduktion (siehe z. B. Park et al., 2010).

Algen bringen hierzu von Natur aus einige Vorteile mit: Sie weisen bei günstigen Randbedingungen höhere Wachstumsraten als Landpflanzen auf und enthalten in größerem Umfang verwertbare Pflanzenöle, die sich für eine Umwandlung zur Biokraftstoff-Gewinnung eignen. Zudem steht der Anbau von Energiepflanzen an Land in zunehmender Konkurrenz zur Produktion von Nahrungsmitteln. Die Kultivierung von Algen als nachwachsenden Rohstoff in abwassergespeisten Teichen führt zudem zu einer direkten Nutzung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe, die anderes als bei Landpflanzen nicht zusätzlich als (Kunst-)Dünger zugeführt werden müssen (McCann, 2011) – dieser Punkt ist insbesondere vor dem Hintergrund der Diskussionen zur Phosphorrückgewinnung zu nennen. Von wissenschaftlicher und kommerzieller Seite ist daher ein wachsendes Interesse an der Nutzung von Algen zur Produktion von Energie bzw. Biokraftstoffen zu verzeichnen und es wurden in den letzten Jahren u. a. von verschiedenen multinationalen Konzernen und Institutionen Konzepte mit Algenteichen oder transparenten Photobioreaktoren vorgestellt. Gerade in den USA werden enorme Anstrengungen und finanzielle Mittel in diesem Bereich aufgewendet (siehe Biomass Programm des US Department of Energy; „Algae to Biofuels“-Initiativen z. B. auf WEFTEC 2008, etc.). Auch in der EU gibt es Förderaktivitäten in diese Richtung (McCann, 2011). Allerdings sind die bisherigen Ansätze – im Gegensatz zu manchen plakativen Aussagen in Medienkampagnen im Sinne von „First flight of algae-fueled jet“ (BBC News, 08.01.2009) – technologisch noch im deutlich marktfernen Versuchsstadium und unter ökonomischen Gesichtspunkten weit entfernt von einem kommerziellen Einsatz. (WEFTEC, 2008; Craggs und Benemann, 2009).

Während bei konventionellen Teichen in gemäßigttem Klima nur rund 10 t TS/ha·a an Algentrockenmasse anfallen (Craggs et al., 2003), geht man für verschiedene, angelaufene Algen-Projekte zurzeit von einer Algenbiomasseproduktion bei guten klimatischen Bedingungen in einer Größenordnung von rund 100 t TS/ha·a aus, aus denen 0,4 t Biodiesel pro 1 t Algentrockenmasse erzeugt werden sollen (siehe z. B. McCann, 2011). Eine der weltweit größten Anlagen mit 5 ha an High-Rate Algal Ponds und Biokraftstofferzeugung wurde in Christ-

church, Neuseeland, betrieben (Craggs et al., 2010). Alternativ zur Extraktion von flüssigem Biodiesel wird auch die Biogasgewinnung über anaerobe Vergärung der Algenmasse intensiv beforscht. Laut Oswald (1996) kann aus 1 kg Algen durch Vergärung eine Methanmenge für die Erzeugung von rund 1 kWh elektrischer Energie gewonnen werden (Craggs, 2005b). Die Vergärung von Algen erbringt dabei eine ähnliche spezifische Methanproduktion (rund $0,2 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg oTR}$ laut Sukakis et al., 2006) wie die von konventionellem Klärschlamm. Die bei der Extraktion von Flüssigkraftstoffen anfallenden Reststoffe können ebenfalls einer ergänzenden Vergärung zugeführt werden, um den Gesamtenergieertrag zu erhöhen. Daneben gibt es weitere Forschungsansätze wie die Gasifizierung bzw. Pyrolyse von natürlich getrockneten Algen mit Erzeugung von Biokohle (Martin et al., 2006).

Im Bereich der Algenanreicherung und -separation wie auch bei der Verwertung der Algenbiomasse besteht noch erheblicher FuE-Bedarf für die Entwicklung großtechnisch anwendungstauglicher und wirtschaftlicher Systeme, aber die bisherigen Ansätze lassen bereits erfolgversprechende Lösungen erwarten. Aufgrund des hohen Forschungseinsatzes und tendenziell steigender Ölpreise ist mittel- bis langfristig mit einem Durchbruch für den Einsatz von Algen zur Biokraftstoffproduktion zu rechnen. Es ist davon auszugehen, dass dadurch insbesondere in Regionen mit tropischem Klima bzw. hoher Solarstrahlung und entsprechend großer Biomasseproduktion zukünftig die gezielte Anwendung von speziellen Algenteichsystemen verstärkt gefördert wird.

Im Kontext der Biomasseproduktion durch Algen knüpfen sich weitere Zukunftsoptionen für Abwasserteiche an: Da tagsüber die Assimilation von CO_2 durch die Algen (ca. 2 kg CO_2 für die Produktion von 1 kg Algenmasse) größer ist als der Eintrag durch den biologischen Abbau der organischen Fracht und den Eintrag aus der Atmosphäre, und somit der Kohlenstoff im Verhältnis zu den Nährstoffen (C:N:P) zum limitierenden Faktor in Algenteichen wird, gibt es Forschungsansätze für die gezielte Einleitung von CO_2 in den Wasserkörper zur Steigerung der Biomasseproduktion. In eine ähnliche Richtung zielen auch Untersuchungen zur Reinigung von Biogas durch die Passage in aerobem Algenteichmilieu („ CO_2 Scrubbing“). (Benemann, 2003; Craggs, 2005c; Heubeck et al., 2006; Shilton et. al, 2008)

An vorstehende Untersuchungen anknüpfend, wird auch der Einsatz von Algenteichen als gezielte CO_2 -Senke mit Blick auf den Emissionshandel („Carbon Management“) diskutiert (Benemann, 2003; Craggs, 2005c; Shilton et. al, 2008). Eine positive CO_2 -Klimabilanz lässt sich allerdings nur erzielen, wenn zusätzlich produzierte Algenmasse als nachwachsender Rohstoff auch tatsächlich aus dem Teich entnommen wird. Da durch die Entnahme der Algenmasse das Absinken abgestorbener Algen mit anschließendem anaeroben Abbau und entsprechender klimarelevanter Methangasentstehung vermieden wird, ist zumindest theoretisch eine Verbesserung der Bilanz klimarelevanter Emissionen möglich. Ob dies auch in der Praxis so eintritt, wäre durch praktische Untersuchungen an realen, CO_2 -angereicherten Teichanlagen zu validieren.

Zusammenfassend kann man festhalten, dass sich das Thema „Algen“ – deren verstärktes Wachstum früher ein zentrales betriebliches Problem darstellte – heute aufgrund neuer technologischer Entwicklungen zu einer der größten Potenziale und zum Haupttreiber für innovative Forschungsansätze in der Teichtechnologie entwickelt hat.

9.5 Aquakultur

Neben der Produktion von pflanzlichem Material können Abwasserteiche auch gezielt für Zwecke der Aquakultur genutzt werden. Die im Teich durch pflanzliche Organismen wie Algen und Hydrophyten erzeugte Biomasse wird dabei als Nahrung für im Wasser lebende Tiere, insbesondere Fische genutzt. Die notwendigen Nährstoffe werden durch das zulaufende Abwasser zur Verfügung gestellt.

In Deutschland waren Fischteichverfahren für kommunales Abwasser vor dem zweiten Weltkrieg ein gängiges Verfahren, man denke z. B. an die 230 ha große Anlage Gut Marienhof bei München. Auch der Brockhaus (1997) weiß noch zu vermelden, dass „eine Steigerung der Reinigungswirkung“ durch Fischbesatz (Abwasserfischteich) erreicht werden kann.

Aquakultur wird noch heute in vielen Ländern praktiziert. Die größte Anlage der Welt, die Calcutta East Wastewater-fed Fisheries in Indien, umfasst 3.000 ha abwassergespeiste Fischteiche, aus denen jährlich 13.000 t Karpfen und Barsche gewonnen werden (Mara, 1997). Neben Fischen werden verschiedentlich auch andere aquatische Produkte wie z. B. Wasserschnecken gewonnen (Bild 9.2). Jedoch sind im Hinblick auf den Verzehr der Produkte hygienische Belastungen und mögliche Schadstoffanreicherungen sehr kritisch zu beachten. Aus Sicht des Autors ist eine solche Anwendung aus Gründen der Gesundheitsvorsorge in der Regel abzulehnen, da ein barrierefreier Kontakt von Abwasser und Nahrungsmittel vorliegt.

Eine interessante Sonderanwendung ist von Rudolph und Staffel (1998) beschrieben worden, bei der adaptiertes Zooplankton (im Wesentlichen Wasserflöhe der Spezies *Daphnia magna*) in Abwasserteichen kultiviert wurde. Die für die Verarbeitung zu Fischfutter vorgesehene Daphnienproduktion hat sich jedoch nicht durchsetzen können.

9.6 Nutzung von Volumen und Fläche

In der Regel stellt der hohe Flächenbedarf von Abwasserteichen einen verfahrensbedingten Nachteil dar. Im Gegensatz zu technischen Kläranlagen können bei Abwasserteichanlagen aufgrund ihrer Größe jedoch im Einzelfall auch weitere Nutzenfunktionen zum Tragen kommen. Zu nennen sind hier vor allem folgende Aspekte:

- Gezielte Nutzung des Teichvolumens als **Puffer** bzw. **Reservoir**

Die hydraulische und frachtmäßige Pufferwirkung des großen Teichvolumens ist die Grundlage für die hohe Robustheit gegenüber Zulaufspitzen. Aus dem großen Volumen kann sich bei entsprechender baulicher Gestaltung des Ablaufbereichs (veränderbare Ablaufschwelle) ein gewisser flexibler Speicheranteil am Gesamtvolumen ergeben, der in einer Größenordnung von 10 – 20 % bei üblichen Schönungsteichen liegt (Bixio und Wintgens, 2006). Durch Integration von Speicherbecken (siehe Kap. 6.5) kann er auf über 90 % vergrößert werden.

- Beitrag zur **Biodiversität** oder die visuelle Wahrnehmung der Wasserfläche im Bereich von **Landschaftsräumen**

Abwasserteiche bieten aufgrund des geringen Umfangs an technischer Infrastruktur und die Verwendung flacher, in der Regel nicht aufragender Becken deutlich bessere Mög-

lichkeit für eine naturnahe Gestaltung der Abwasserbehandlung als konventionelle Kläranlagen, bei der auch freiraumplanerische Aspekte aufgegriffen werden können. Durch gefällige Formgebung der Teiche kann eine landschaftsangepasste oder sogar visuell reizvolle Wirkung der Wasserflächen erzielt werden (siehe Beispielfotos in Bild 11.1, S. 158), sodass die Abwasserteich-Kläranlage nur eine geringe visuelle Beeinträchtigung des natürlichen Umfelds verursacht. Dies trägt im Vergleich zu technischen Anlagen auch zur besseren Akzeptanz bei der betroffenen Bevölkerung bei (vgl. Beneke und Sauerland, 2007). Bewuchs im Bereich der Uferzonen – innerhalb aber auch außerhalb der Uferlinie – kann einen Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt im Umfeld der Teichanlage leisten. Zu beachten ist jedoch, dass eine übermäßige Verkrautung wegen Beeinträchtigungen des Anlagenbetriebs zu vermeiden ist und der Bewuchs bei ungünstigen lokalen Bedingungen das Auftreten unerwünschter Insekten und Tiere fördern kann.

- **Regenwassermittelbehandlung**

Aufgrund ihres hohen Puffervolumens (s. o.) bieten Abwasserteiche auch die Möglichkeit Regenwasser aus Mischwasserzuläufen mit zu behandeln. Allerdings sind dafür entsprechende Zusatzvolumina einzukalkulieren. Für deutsche Verhältnisse gibt das DWA-A 201 (2005) beispielsweise einen einwohnerbezogenen Zuschlag von $5 \text{ m}^3/\text{E}$ für die Regenwassermittelbehandlung in unbelüfteten Teichen an.

Durch die Anordnung von Teichanlagen hinter Mischsystemen kann ggf. auf zusätzliche Bauwerke für die Regenwasserbehandlung im Kanalnetz verzichtet werden (Nowak und Heise, 2007). Günstig erweist sich hier die Anordnung eines Absatzteichs, der die Funktion der Regenwasserbehandlung übernimmt.

In tropischen Regionen ist jedoch zu beachten, dass die Regenintensitäten deutlich höher ausfallen können als unter deutschen Verhältnissen, gleichzeitig die höheren Temperaturen aber zu geringeren spezifischen Bemessungsvolumen führen (vgl. Kapitel 0 zu internationalen Bemessungsansätzen), sodass zur Vermeidung hydraulischer Überlastung eine Zuflussbegrenzung z. B. durch einen vorgeschalteten Regenüberlauf sichergestellt sein muss.

- Vorhalten von Grundstücksflächen für spätere Umnutzung (**Land-banking**)

Eine interessante Perspektive ergibt sich auch durch eine abgewandelte Form des sogenannten Land-banking (bei dem man Land in der Absicht erwirbt, es später bei gestiegenem Wert wieder zu veräußern). Dabei können Flächen z. B. genutzt werden, um diese für spätere Technologieumstellungen verfügbar machen, beispielsweise indem in einer ersten Ausbauphase ein Abwasserteich angelegt wird und die Teichfläche später durch flächensparende technische Aufrüstung (siehe Stufenausbaukonzepte, Kapitel 6.4) oder Ersatz durch eine konventionelle Anlage weit größerer Kapazität teilweise freigemacht und für andere Zwecke verwendet werden kann. Die Investition in größere Grundstücksflächen statt aufwändigere Reinigungstechnik auf kleinerer Fläche kann insofern als Investition in die Zukunft angesehen werden. Aus Sicht des Autors wird ein solches Vorgehen jedoch selten bewusst im Vorhinein geplant, sondern kommt eher nachträglich bei vorhandenen Teichanlagen in urbanem Umfeld aufgrund von politischem und wirtschaftlichem Druck zur Umwandlung in interessantere Flächennutzungen zustande.

9.7 Fazit

Das Zukunftspotenzial der Teichtechnologie liegt unzweifelhaft auch im Bereich der Zusatznutzungen. Neben der Wasserwiederverwendung ist im internationalen Kontext besonders die Verknüpfung mit Themen wie nachwachsenden Rohstoffen und alternativer Energiegewinnung interessant, insbesondere in tropischen Regionen mit hoher Sonneneinstrahlung und hohen Temperaturen und entsprechend großem Biomassewachstum. Hier lassen sich vor allem im Bereich der Algentechnologie zukunftssträchtige Einsatzbereiche für Teichsysteme ausmachen.

Sofern die Möglichkeit einer wirtschaftlichen Verwertung von Biogas, Algenbiomasse oder Pflanzenmaterial gegeben ist, können die zusätzlichen Funktionen einen Beitrag zur Co-Finanzierung der eigentlichen Basisfunktion der Abwasserteiche, der Abwasserreinigung, leisten.

Bei allem Enthusiasmus, den die Protagonisten der innovativen Ansätze verbreiten, gibt es jedoch auch zahlreiche Einschränkungen, was z. B. die Wirtschaftlichkeit der Produktion von Biokraftstoffen oder Nahrungsmitteln betrifft und noch enormen FuE-Bedarf, der wirtschaftliche und praxisreife Lösungen frühestens in einigen Jahren erwarten lässt.

Nichtsdestotrotz zeichnen sich viele hochinteressante Einsatzfelder ab, die der Teichtechnologie noch auf weitere Jahrzehnte zukunftssträchtige Impulse geben werden.

10 Kosten- und Finanzierungsaspekte

Am Ende geht es immer wieder um das „Eine“: Wie stellen sich Abwasserteiche aus monetärer Sicht im Vergleich zu konkurrierenden Abwasserreinigungsverfahren dar? Zur Beantwortung dieser Frage werden nachfolgend Investitionskosten (Kap. 10.1) und Betriebskosten (Kap. 10.2) eingeordnet und bewertet (Kap. 10.3). Zur Abrundung des Themas werden verschiedene Aspekte bei der Projektfinanzierung (Kap. 10.4) aufgezeigt.

10.1 Investitionskosten

Abwasserteiche zeichnen sich in Vergleich zu stärker technisierten Abwasserreinigungsverfahren durch die Möglichkeit zu einfacher und kostensparender Bauweise sowie durch geringen maschinellen Aufwand aus. Bei Teichanlagen beschränken sich die Bauleistungen wegen des geringeren Technisierungsgrads im Wesentlichen auf Erdarbeiten, ggf. die Abdichtung der Teichsohlen und Rohrverlegearbeiten (Mara, 2004). Sämtliche Bauleistungen können i. d. R. von lokalen Kräften zu lokalen Kosten erbracht werden. Der Importanteil beschränkt sich meist auf Ingenieurdienstleistungen oder höherwertige Einzelkomponenten wie eventuell vorzusehende Rechen zur mechanischen Vorbehandlung. Dadurch verbleibt im Vergleich mit stärker technisierten Anlagen ein größerer Anteil der Wertschöpfungskette im Zielland und schont die finanziellen Ressourcen. Besonders für Schwellen- und Entwicklungsländer kann neben dem geringeren Investitionskostenniveau auch dieser lokale Wertschöpfungsanteil („Local Content“) beim Bau der Anlagen von besonderem Interesse sein, da ein hoher Anteil von Leistungen nicht devisenträchtig importiert werden muss (wie es z. B. bei vielen Aggregaten für konventionelle Kläranlagen der Fall ist).

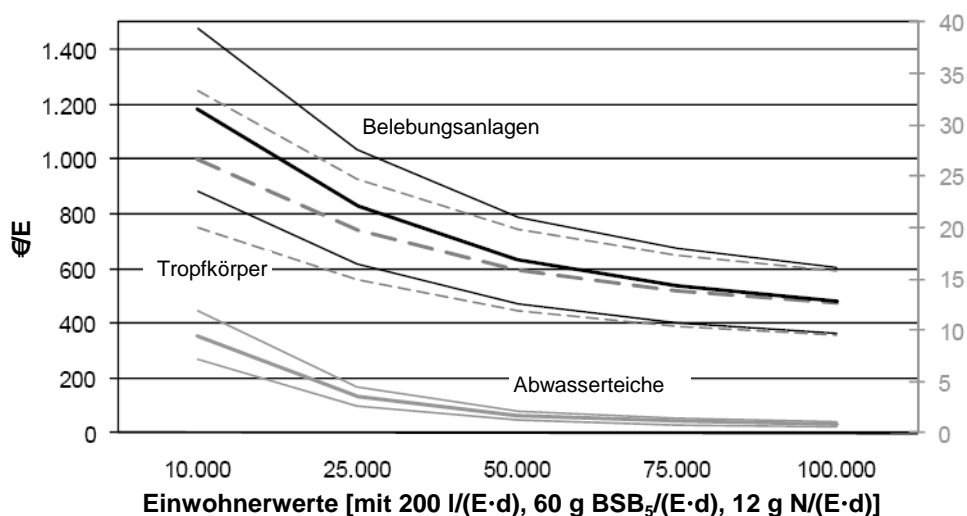


Bild 10.1: Richtwerte für Investitionskosten pro Einwohner von Belebungsanlagen (schwarz, linke Achse), Tropfkörpern (gestrichelt, linke Achse) und Abwasserteichanlagen (grau, rechte Achse) von Rudolph und Harbach (2010), veröffentlicht in RUB (2010)

Den niedrigen Investitionskosten von Abwasserteichen stehen jedoch Kosten für den höheren Flächenbedarf (Grundstückskosten) gegenüber. Bei hohen Grundstückskosten oder hohen Zinsen können großflächige Abwasserteiche rechnerisch ungünstiger ausfallen als technische Kläranlagen (siehe z. B. Kalkulationen von Arthur, 1983). Im ländlichen Raum als Haupteinsatzgebiet von Teichanlagen spielt der Flächenbedarf wegen der geringeren Grundstückskosten jedoch meist nur eine nachrangige Rolle.

Tabelle 10.1: Verbrauchs- und Kostenkennwerte verschiedener Teichkonfigurationen, mit Kostenangaben nach brasilianischen Erfahrungen (von Sperling, 2007)

		Fakultativ- teich	Anaerobt. + Fakultativ- teich	Belüfteter Teich	Volldurch- misch belüf- teter Teich + Absetzteich	Anaerobt.+ Fakultativ. + Schö- nungsteich
Verbrauch	Fläche (m ² /E)	2,0 – 4,0	1,2 – 3,0	0,25 – 0,5	0,2 – 0,4	3,0 – 5,0
	Energie (W/E)	≈ 0	≈ 0	1,2 – 2,0	1,8 – 2,5	≈ 0
Kosten ¹⁾	Bau (US\$/E·a)	15 – 30	12 – 30	20 – 35	20 – 35	20 – 40
	O&M (US\$/E·a)	0,8 – 1,5	0,8 – 1,5	2,0 – 3,5	2,0 – 3,5	1,0 – 2,0

Tabelle 10.2: Investitionskosten und jährliche Betriebskosten von kleinen Kläranlagen für 1.000 E in Frankreich (Berland und Cooper, 2001)

Behandlungsverfahren	Investitions- kosten (€/E)	Betriebs- kosten (€/E·a)
Belebungsanlage	230	11,5
Rotationstauchkörper	220	7,0
Absetz-/Anaerobstufe + Pflanzenkläranlage	190	5,5
Biofilter	180	7,0
Belüftete Abwasserteiche	130	6,5
Unbelüftete Abwasserteiche	120	5,5

Tabelle 10.3: Vergleich von Lebenszykluskosten verschiedener Behandlungsverfahren für eine Kapazität von 40.000 E (Lazarova, 2001, modifiziert)

Behandlungsverfahren	Spez. Kosten (US\$/m ³)
Abwasserteiche (ohne Berücksichtigung des Flächenverbrauchs)	0,18
Belebungsanlage (2. Reinigungsstufe)	0,34
Belebungsanlage + Filtration + UV-Bestrahlung	0,42
Zusätzliche Kosten für volle 3. Reinigungsstufe (Californ. Title 22)	0,24
Zusätzliche Kosten für Desinfektion	0,07
Kalk-Vorbehandlung + Umkehrosmose (nach 2. Reinigungsstufe)	0,75
Mikrofiltration + Umkehrosmose (nach 2. Reinigungsstufe)	0,54

Der systematische Vorteil von Abwasserteichanlagen bei den Investitionskosten ist anschaulich dem zahlenmäßigen Vergleich mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren in Bild 10.1 zu entnehmen. Die dargestellten Kostenfunktionen mit groben Richtwerten, basierend auf internationalen Erfahrungswerten und Literaturrecherchen, sind von Rudolph und Harbach

(2010) im Rahmen des gleichen Verbundprojekts zur „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser“ erstellt worden, dem auch Teile der vorliegenden Arbeit zugrunde liegen. Kostenkurven mit einer ähnlichen Aussage und konkreten Angaben für deutsche Verhältnisse finden sich z. B. bei Günthert und Reicherter (2001). Zu beachten ist bei den Kostenvergleichen, dass die absoluten Kosten fallspezifisch von Land zu Land und Anlage zu Anlage stark volatil sind. Dies wird auch aus dem Vergleich der konkreten Daten in Tabelle 10.1 aus Brasilien und Tabelle 10.2 aus Frankreich deutlich, zwischen denen für vergleichbare Abwasserteiche mindestens ein Faktor vier bei den Investitionen festzustellen ist – wobei es bei den stark aggregierten Zahlen schwierig ist, nicht „Äpfel mit Birnen“ zu vergleichen und diese bestenfalls für einen Tendenzenvergleich herhalten können (bei der ersten Tabelle ist beispielsweise der Wertebereich für die Anlagengrößen unbekannt, bei der unteren Tabelle fehlen dafür Angaben zur genauen Konfiguration der Abwasserteichanlagen). Aus Tabelle 10.2 wird aber auch deutlich, dass die in obiger Graphik dargestellten Relationen zwischen den einzelnen Verfahren in der Tendenz immer ähnlich liegen. Gestützt wird dies auch durch die Angaben zu spezifischen Kosten in Tabelle 10.3 von Lazarova (2001), in der neben den üblichen Abwasserbehandlungsverfahren ein stärkerer Fokus auf die in Abwasserteichen systemimmanent vorhandene Abwasserdesinfektion für Wasserwiederverwendungszwecke gelegt wird.

10.2 Betriebskosten

Die Betriebskosten für Abwasserteichanlagen (hier im Sinne der laufenden Kosten bzw. Operational Expenditures = OPEX) werden im Wesentlichen bestimmt durch die Kosten für Personal, laufende Unterhaltung einschließlich der nur in größeren Intervallen anfallenden Schlammräumung und -entsorgung sowie für Energie bei Anlagen mit Belüftungseinrichtungen:

- **Personalkosten**

Aufgrund der einfachen Betriebsweise ist der Personalaufwand für Wartung und Eigenüberwachung im Vergleich zu anderen Abwasserreinigungsverfahren gering. Für deutsche Verhältnisse geht man gemäß ATV (1997) je nach Anlagentyp von einem Zeitbedarf von etwa 4 h/Wo. für unbelüftete Teiche bis 15 h/Wo. bei Anlagen mit technischen Einrichtungen wie Belüftung oder zusätzlichen Behandlungsstufen aus. Wie in Kapitel 7.4 zum Anlagenbetrieb ausgeführt, erscheinen diese Werte auch für kleinere Anlagen in anderen Ländern prinzipiell nicht unrealistisch, jedoch werden vor allem für Entwicklungsländer oft deutlich höhere Personalansätze angegeben, wie auch aus den Personalbedarfstabellen von Yánez (1993) erkennbar ist (Tabelle 7.1 auf S. 90). Jedoch gilt bei diesen Ansätzen, dass die fachlichen Anforderungen für einen großen Teil des Betriebspersonal und damit die spezifischen Lohnkosten vergleichsweise gering sind.

- **Energiekosten**

Bei einfachen Teichanlagen ohne Belüftung ist der Einsatz von Fremdenergie minimal; teilweise weisen die Anlagen gar keinen Stromanschluss auf. Ansonsten schlägt neben dem Grundverbrauch für übliche elektrische Einrichtungen auf Abwasseranlagen, wie Messgeräte und Beleuchtung sowie die Beheizung oder Kühlung des Betriebsgebäudes, vor allem der Stromverbrauch für Belüftung, Umwälzung und ggf. Pumpen zu Buche, so-

weit entsprechende Aggregate vorhanden sind. In Tabelle 10.4 sind dazu detaillierte Anhaltswerte aus Süddeutschland zusammengestellt (ATV, 1997).

Tabelle 10.4: Beispiele für Energieverbräuche von Abwasserteichanlagen in Bayern (nach ATV, 1997)

Verbraucher	Stromverbrauch	Bemerkungen
Grundverbrauch	500 – 1.000 kWh/Mon.	Unabhängig von Auslastung (Messgeräte, Heizung, etc.)
Umwälzung	1 – 3 W/m ³ Teichvolumen	für Mindestumwälzung (wenn nicht Belüftung maßgebend ist)
Belüftung	1 – 2 kWh/kg BSB ₅	Sauerstoffeintrag bezogen auf die BSB ₅ -Fracht
	3,3 kWh/(E·Mon.)	grober Anhaltswert bei gering ausgelasteten Anlagen ¹⁾
	0,95 kWh/(m ³)	Anhaltswert bei gering ausgelasteten Anlagen ¹⁾
Zwischengeschalte Tropfkörper	1,0 – 2,5 kWh/(E·Mon.)	für Ausbaugröße um 1.000 E ¹⁾
	0,6 – 1,2 kWh/(E·Mon.)	für Ausbaugröße um 5.000 E ¹⁾
Zwischengeschalte Tauchkörper	2,0 – 3,5 kWh/(E·Mon.)	inkl. Grundverbrauch
	0,13 – 0,26 kWh/(m ² ·Mon.)	bezogen auf Größe des Tauchkörpers, zzgl. Grundverbrauch
	0,65 – 1,15 kWh/(E·Mon.)	bezogen auf BSB ₅ -Bemessung von 8 g/m ² ·d und Volllastung, zzgl. Grundverbrauch

1) Gemäß Auswertung von Teichanlagen in Bayern mit Auslastung von i. M. 55 %

Tabelle 10.5: Spezifischer Stromverbrauch (Medianwerte) von Kläranlagen in Deutschland nach Reinigungsverfahren und Kläranlagen-Größenklasse (GK) in kWh/(EW·a); in Klammern: Anzahl der Anlagen (DWA, 2012)

	BF	BS	SBR	TK	A	AB	PF
GK 1		65,2 (184)	92,8 (45)	53,2 (65)	23,8 (45)	41,5 (44)	19,1 (26)
GK 2		44,2 (476)	44,4 (46)	22,7 (119)		35,6 (123)	
GK 3	37,9 (37)	39,4 (269)	50,2 (19)	24,7 (28)			
GK 4	33,8 (509)	36,2 (345)	35,2 (27)	26,5 (15)			
GK 5	31,9 (114)						

BF: Belebungsverfahren mit anaerober Schlammstabilisierung

BS: Belebungsverfahren mit aerober Schlammstabilisierung

SBR: Belebungsanlage mit Aufstauetrieb

TK: Tropfkörperanlagen

A: Abwasserteiche unbelüftet

AB: Abwasserteiche belüftet

PF: Pflanzenkläranlagen

Wie die in Tabelle 10.5 dargestellte Zusammenstellung von Energieverbräuchen verschiedener Reinigungsverfahren in Deutschland (DWA-Umfrage 2012) zeigt, weisen Abwasserteiche vergleichsweise geringe einwohnerspezifische Energieverbräuche auf. Bei einem Vergleich des Energieverbrauchs verschiedener Reinigungsverfahren für kommunales Abwasser in den USA kommen Middlebrooks et al. (1982) zu ähnlichen Ergebnis-

sen: für jeweils 1 Mio. Gal./d ($= 3.780 \text{ m}^3/\text{d}$) behandeltes Abwasser haben sie folgende Werte errechnet:

- Belebungsverfahren: 1 000 000 kWh/a
- Belüftete Abwasserteiche: 800 000 kWh/a
- Scheibentauchkörper: 120 000 kWh/a
- Unbelüftete Abwasserteiche: kein Verbrauch

Es ist zu erkennen, dass belüftete Teiche geringere Verbräuche als Belebungsverfahren auf; lediglich Biofilmverfahren und Pflanzenkläranlagen schneiden besser ab. Wenn man den Zahlen von Middlebrooks allerdings die realen Werte von den in der Praxis öfter anzutreffenden unterbelasteten Anlagen in Tabelle 10.4 gegenüberstellt, könnte man für die belüfteten Teiche allerdings auch zu ungünstigeren Ansätzen ($3.780 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 365 \text{ d/a} \cdot 0,95 \text{ kWh/m}^3 = 1,3 \text{ Mio. kWh/a}$) kommen. Wegen der unterschiedlichen Randbedingungen bei der Ermittlung der Werte ist der direkte Vergleich methodisch nicht korrekt, gibt aber dennoch einen Hinweis auf die oftmals ineffiziente Belüftungstechnik bei Teichen, sowohl was die Art des Sauerstoffeintrags als auch die Regelung der Belüftungseinrichtungen betrifft. Auch wenn die Zahlen nicht verallgemeinerbar sind, deuten sie im Umkehrschluss zumindest auf signifikante Einsparpotenziale durch verbesserte Belüftungstechnik bzw. einen effizienteren Betrieb der Belüfter hin. Eigene Erfahrungen von Teichbesehtigung haben gezeigt, dass in diesem Bereich oft ein geringes Problembewusstsein herrscht und die Sauerstoffgehalte in den Teichen vielfach nicht erfasst werden, sodass eine gezielte Steuerung der Belüfter nichtmöglich ist. Zudem werden die Belüfter teilweise auch zur Bekämpfung von Schwimmpflanzen eingesetzt (Bewegung der Teichoberfläche), sodass in diesen Fällen der Bezug zum tatsächlichen Sauerstoffbedarf für den Abbau der organischen Zulaufschlammfrachten nur noch mittelbar gegeben ist.

- **Schlammräumung und -entsorgung**

Bei Teichen ohne Belüftung stellen Schlammräumung und -entsorgung neben den Personalkosten die größten Kostenpositionen dar. Allerdings fällt die Entschlammung in der Regel nur in Abständen von mehreren Jahren an. Die Kosten hängen dann von der Art der Schlammentnahmen und dem Entsorgungspfad ab. Bei kommunalem Abwasserzufluss mit geringen Schadstoffbelastungen ist oftmals eine vergleichsweise günstige landwirtschaftliche bzw. landbauliche Verwertung des Schlammes möglich.

Nähere Angaben zu Schlammfall und -räumung siehe Abschnitt 7.7.

- **Sonstige Betriebs- und Instandhaltungskosten**

Die Wartung von Teichanlagen umfasst im Regelbetrieb neben Sichtkontrollen und Probenahmen meist nur die Reinigung von Zu- und Ablaufbereichen, die Entfernung von Schwimmstoffen und Pflanzen sowie die allgemeine Grundstückspflege. Die laufenden Instandhaltungskosten bei Teichen sind ebenfalls gering und beschränken sich überwiegend auf kleinere Reparaturen an Böschungen, Bauwerken und Rohrleitungen. (Mara, 2004)

Zusammengefasst ergeben sich für Abwasserteichanlagen aufgrund des geringeren Technisierungsgrades im Mittel fast immer deutlich niedrigere laufende Kosten als bei anderen Abwasserbehandlungsverfahren, vgl. auch Bild 10.2 mit einem Vergleich grober Richtwerte für verschiedene Ausbaugrößen.

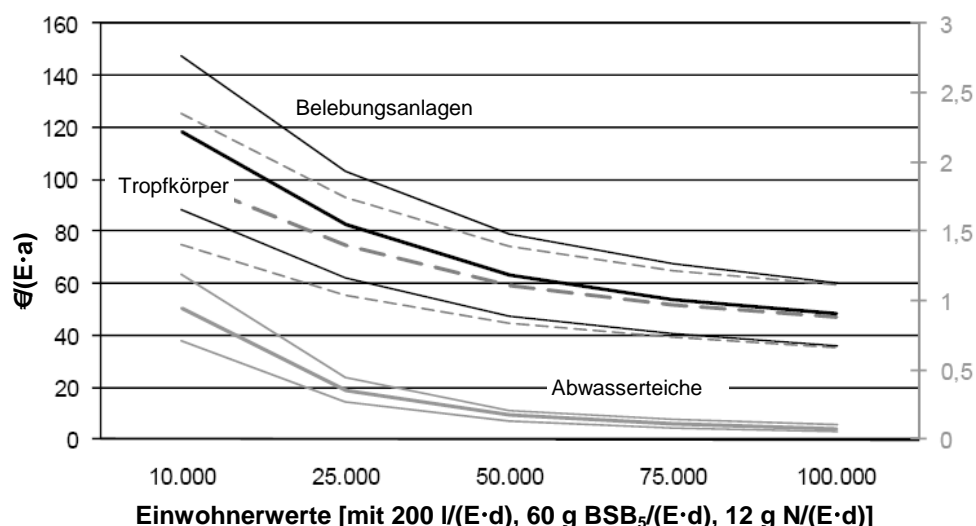


Bild 10.2: Operational Expenditures (OPEX) pro Einwohner und Jahr für den nachhaltigen Betrieb von Belebungsanlagen (schwarz, linke Achse), Tropfkörpern (gestrichelt, linke Achse) und Abwasserteichanlagen (grau, rechte Achse) von Rudolph und Harbach (2010)

Zu berücksichtigen ist bei den Vergleichen allerdings, dass in den stärker technisierten Verfahren in der Regel höhere Reinigungsleistungen eingepreist sind, beispielsweise für die Nährstoffelimination, wie aus Tabelle 10.6 mit spezifischen Kosten für einzelne Reinigungsstufen deutlich wird.

Tabelle 10.6: Abwasserbehandlungsmethoden zum Abbau von organischen und Nährstoffbelastungen (UNEP, 1999, Tab. 1.1, auszugsweise)

Verfahren	Reinigungsziel	Abbau bei guter betriebl. Praxis (%)	Kosten (Jahr 2000) (US\$/100m ³)
Mechan. Behandlung	BSB ₅ -Abbau	20 – 35	3 – 8
Biolog. Behandlung	BSB ₅ -Abbau	70 – 90	25 – 40
Flockung	Phosphor-Elimination	30 – 60	6 – 9
	BSB ₅ -Abbau	40 – 60	
Chem. Fällung mit Al ₂ (SO ₄) ₃ oder FeCl ₃	Phosphor-Elimination	65 – 95	10 – 18
	BSB ₅ -Abbau	50 – 65	
Nitrifikation	Ammonium ⇒ Nitrat	80 – 95	20 – 30
Denitrifikation	Stickstoff-Elimination	70 – 90	15 – 25
Abwasserteiche	BSB ₅ -Abbau	70 – 90	2 – 8
	Stickstoff-Elimination	50 – 70	
Pflanzenkläranlage	BSB ₅ -Abbau	20 – 50*	5 – 15
	Stickstoff-Elimination	70 – 90	
	Phosphor-Elimination	0 – 80**	

* Setzt eine Vorbehandlung voraus (BSB₅ < 75 mg/l)

** Die Eliminationsrate hängt von der Aufnahmefähigkeit des Bodens und davon ab, ob eine Aberntung der Pflanzen vorgesehen ist.

10.3 Kostenbewertungen

Gerade in ländlich strukturierten Gebieten mit eher kleinen und dezentralen Abwasseranlagen können diese nicht nach gleichen Grundsätzen und Anforderungen wie in städtischen Gebieten geplant, gebaut und betrieben werden, da ansonsten die spezifischen Kosten pro Einwohner unverhältnismäßig hoch ausfallen (ATV-A 200, 1997). Für dieses Einsatzgebiet bieten Abwasserteichanlagen kostengünstige Lösungen, wie die beiden vorstehenden Kapitel gezeigt haben.

Dort, wo der erhöhte Flächenbedarf gegenüber den sonstigen Investitionskosten keine große Rolle spielt, sind Abwasserteichverfahren im Vergleich zu stärker technisierten Abwasserreinigungsverfahren mit deutlich geringeren Investitions- und Betriebskosten realisierbar, wie in Bild 10.1 und Bild 10.2 anhand anschaulicher Kostenkurven verschiedener Verfahren dargestellt ist. Unter der Berücksichtigung, dass bei internationalen Vergleichen die Kostendaten immer fallspezifisch zu bewerten sind, zeigen Angaben anderer Autoren jeweils ähnliche Tendenzen (z. B. Berland und Cooper, 2001; Lazarova, 2001). Für Fälle, in denen nur geringe Anforderungen an die Nährstoffelimination gestellt werden, lässt sich Tabelle 10.6 entnehmen, dass sich mit optimal betriebenen Teichanlagen vergleichbare Abbauraten der BSB₅-Fracht zu deutlich günstigeren Kosten erzielen lassen, sofern die notwendigen Flächen kostengünstig zur Verfügung stehen. Der Kostenvorteil von Teichanlagen gegenüber technischen Verfahren steigt, wenn sich die Ablaufgrenzwerte auch auf mikrobiologische Parameter beziehen, insbesondere Wurmeier, und technische Verfahren dafür zusätzliche Verfahrensstufen benötigen. Umgekehrt ist der Kostenvorteil geringer und die technische Einsatzfähigkeit von Abwasserteichverfahren möglicherweise beeinträchtigt oder gar nicht gegeben, wenn höhere Anforderungen an die Nährstoffelimination gestellt werden. Weitere nichtmonetäre Aspekte, die bei Verfahrensvergleichen mit berücksichtigt werden sollten, sind in Kapitel 4.1 zusammengestellt.

Bei Abwasserteichanlagen zusätzlich zu berücksichtigen ist der höhere lokale Wertschöpfungsanteil beim Bau und Betrieb der Anlagen im Vergleich zu stärker technisierten Verfahren mit einem höheren Anteil an oftmals teuren Importkomponenten (vor allem Maschinen- und EMSR-Technik). Der höhere lokale Anteil kann bei Schwellen- und Entwicklungsländern mit schwachen Währungen und begrenzten finanziellen Ressourcen einen wichtigen Vorteil bei der Realisierung der Abwasserbehandlung darstellen.

Auf einen weiteren interessanten Aspekt weist Mara (2009) hin, der den Vergleich von Abwasserteichanlagen mit konventionellen Kläranlagen auf die Wahl zwischen „Land“ und „Energieverbrauch“ zuspitzt, wobei die finanziellen Mittel zum Kauf der notwendigen großen Flächen für Teichanlagen eine langfristige Investition darstellen, während die Mittel zur Deckung der laufenden Energiekosten bei stärker technisierten Kläranlagen im tatsächlichen Wortsinne „verbraucht“ werden.

10.4 Finanzierungsaspekte und alternative Ansätze

Der nachhaltige Betrieb von Teichanlagen setzt eine nachhaltige Finanzierung voraus, die alle laufenden Kosten deckt. Bei Auslandsrecherchen in Schwellen- und Entwicklungsländern ist jedoch immer wieder festzustellen, dass notwendige Wartungsarbeiten auf Abwasseranlagen aus Mangel an finanziellen Ressourcen unterblieben oder Anlagenteile außer Betrieb sind, weil die Betreiber z. B. die Stromversorgungskosten für Belüfter nicht decken

konnten. Bei vielen Anlagen in Entwicklungsländern wurden zwar die Investitionskosten über Geberinstitutionen finanziert, im folgenden Betrieb kommt es dann aber zu einem Mangel an Einnahmen zur notwendigen Deckung der laufenden Kosten, weil Abwassergebühren entweder nicht erhoben werden oder die laufenden Kosten des Betriebs nicht abdecken und ggf. vorgesehene Subventionen nicht in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen.

Hier bieten Teichanlagen aufgrund ihres geringen Betriebs- und Wartungsaufwandes gegenüber stärker technisierten Lösungen zwar deutliche Vorteile, aber die Reinigungsleistung wird auch hier bei Vernachlässigung einer ordnungsgemäßen Betriebsführung mittelfristig nachlassen (durch Verschlammung, Schwimmstoffansammlungen, Verkrautung, Verschlechterung der hydraulischen Bedingungen etc.). Da in Abwasserteichen als naturnahem Verfahren die Abwasserbehandlung auch ohne Energieeinsatz möglich ist, während andere Behandlungsverfahren in solchem Fall vollständig ausfallen, stellen Teiche bei „prekären“ wirtschaftlichen Rahmenbedingungen mit ungesicherter Stromversorgung aber möglicherweise die einzige Alternative zur Sicherstellung eines Mindestniveaus an Abwasserbehandlung dar.

Um die Einnahmeseite zu verbessern, kann versucht werden, auf Teichanlagen ergänzend zur Abwasserreinigung zusätzliche Nutzenfunktionen zu aktivieren, z. B. durch Wasserwiederverwendung, Biogasgewinnung, Biomassegewinnung oder Nutzung von Wasserpflanzen, wie sie in Kapitel 9 erläutert sind.

Eine weitere, in den letzten Jahren auch für Abwasserteichanlagen in Entwicklungs- und Schwellenländern diskutierte Möglichkeit, besteht in der Akquirierung von Mitteln aus Klimaschutzfonds basierend auf dem Clean Development Mechanism (CDM) des Kyoto-Abkommens (siehe Box 10.1), auch als „Carbon Finance“ bezeichnet. Bei diesem projektbasierten Mechanismus erfolgt die Finanzierung von klimarelevanten Verbesserungen an bestehenden Anlagen über den Handel von Emissionsgutschriften aus der erzielten Verringerung von Treibhausgas-Emissionen. Technischer Ansatzpunkt dafür ist bei Abwasserteichanlagen vor allem die gezielte Fassung und Verwertung von Methangas aus anaeroben Teichen, das ansonsten frei in die Atmosphäre emittiert. Aufgrund der hohen Klimarelevanz des Methans lassen sich hierbei signifikante CO₂-bezogene Emissionsreduktionen darstellen.



Bild 10.3: Beispiel für die Anwendung von „Carbon Finance“ bei Abwasserteichen: teilweise Ausbaufinanzierung über Worldbank Carbon Funds für Santa Cruz Lagoons, Bolivien (Peterson et al., 2007)

Wiewohl solche CDM-Projekte bereits realisiert wurden (siehe Bild 10.3 von einem Weltbank-Projekt in Bolivien), bestehen in der praktischen Umsetzung große Hemmnisse wegen

der meist zu geringen Größe von Abwasserteichprojekten, da für eine wirtschaftliche Bearbeitung durch spezialisierte Agenturen oder Förderbanken eine Erheblichkeitsschwelle überschritten werden muss (als Orientierungswert aus Praxis lässt sich eine Größenordnung von 10.000 t CO₂-Äquivalente angeben). Hier böte ggf. die Bündelung verschiedener kleinerer Einzelvorhaben zu einem Projektpaket einen Lösungsansatz, wie er durch die Kyoto-Vertragsstaatenkonferenz von 2005 in Form des zusätzlich eingeführten Programmes of Activities (PoA) für Klein-Emissionsquellen vorgesehen wurde (BMU, 2010; KfW 2011). Durch die PoA werden die Transaktionskosten und Investitionsrisiken gesenkt, sodass auch kleinere Projekte, die für sich genommen nicht tragfähig wären, Zugang zum CDM erhalten.

Dem Autor sind bisher kaum konkrete Umsetzungen bekannt, jedoch existieren bei den meisten internationalen Entwicklungsbanken, in Deutschland bei der KfW Bankengruppe, spezielle Klimafonds und PoA-Koordinierungsstellen, sodass die grundlegende Infrastruktur für CDM-Finanzierungsprojekte gegeben ist, um einen Beitrag zum ökonomisch wie ökologisch nachhaltigen Upgrade von Abwasserteichanlagen in Entwicklungs- und Schwellenländern erbringen zu können.

Box 10.1: Clean Development Mechanism (CDM)

Der 1997 in Artikel 12 des Kyoto-Protokolls eingeführte Clean Development Mechanism (CDM, in Deutsch sinngemäß: Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung) soll es Partnern in Industrie- und Entwicklungsländern ermöglichen, gemeinsam Klimaschutzprojekte in Entwicklungsländern durchzuführen. Ziel ist es, über handelbare Emissionsgutschriften für die Industrieländer die Erreichung der im Kyoto-Protokoll festgelegten Treibhausgasreduktionen zu unterstützen und für die Entwicklungsländer eine Möglichkeit zu eröffnen, projektbezogen an Geld und Technologien für eine ökologisch nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung zu gelangen. (BMU, 2010; UNFCCC, 2011)

Beim CDM werden für emissionsmindernde Projekte in den Entwicklungsländern Emissionsgutschriften erteilt (sog. Certified Emission Reduction, berechnet über CO₂-Äquivalente), die im Industrieland gehandelt werden können. CDM-Projekte müssen beim CDM-Exekutivrat des UN-Klimasekretariats registriert werden. Neben zahlreichen internationalen Fonds zur Unterstützung des Emissionshandels ist in Deutschland u. a. seit 2004 der KfW Klimaschutzfonds als Vermarktungsplattform für projektbasierte Emissionszertifikate aktiv. (BMU, 2011; KfW, 2011)

Gemeinsam mit dem EU-Emissionshandel (Richtlinien 2003/87/EG und 2004/101/EG) und der ebenfalls im Kyoto-Abkommen eingeführten Joint Implementation (JI) für gemeinsame Klimaschutzprojekte zwischen Industriestaaten wurden mit dem CDM marktwirtschaftliche Ansätze zur Bekämpfung des Treibhauseffekts eingeführt. Laut BMU (2010) haben die beiden projektbasierten Kyoto-Mechanismen CDM und JI seit der Einführung des EU-Emissionshandels im Jahr 2005 und dem Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls eine erhebliche klimapolitische Bedeutung gewonnen. So weisen über 2.000 registrierte CDM-Projekte eine Emissionsminderung bis 2012 von über 1,7 Mrd. t CO₂-Äquivalenten auf (BMU, 2010).

10.5 Fazit

Wo ausreichend kostengünstige Flächen zur Verfügung stehen und keine hohen Anforderungen an die Nährstoffelimination gestellt werden, sind Abwasserteiche im Vergleich zu stärker technisierten Abwasserbehandlungsverfahren mit deutlich geringeren Investitions- und Betriebskosten realisierbar. Der größere lokale Wertschöpfungsanteil beim Bau der Anlagen ist vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern von Vorteil.

Die Betriebskosten für einfache Abwasserteichanlagen ohne Belüftung beschränken sich im Wesentlichen auf Personal- und Unterhaltungskosten einschließlich der Schlammräumung und -entsorgung im Abstand von mehreren Jahren, die im Vergleich zu technischen Verfahren deutlich geringer ausfallen. Nennenswerte Energiekosten sind nur bei belüfteten Anlagen oder Systemen mit Abwasserförderung zu verzeichnen.

Ein langfristig zufriedenstellender Betrieb setzt eine ausreichende Finanzierung voraus; hierbei können abwasserteichspezifisch ergänzende Einnahmen ggf. aus zusätzlichen Nutzenfunktionen (z. B. Biogasgewinnung) oder alternativen Finanzierungsformen (z. B. „Carbon Finance“) erzielt werden.

11 Ökologische Nachhaltigkeit von Teichkläranlagen

Trotz oftmals idyllisch-natürlicher Anmutung ist die Frage zu stellen, wie ökologisch nachhaltig Abwasserteiche im Vergleich mit anderen Abwasserreinigungsverfahren tatsächlich sind. Diese Fragestellung soll anhand relevanter Bewertungskriterien (Kap. 11.1) im Überblick eingeordnet werden. Auf den besonders herausragenden Aspekt der klimarelevanten Gasemissionen wird dann separat vertiefter eingegangen (Kap. 11.2).



Bild 11.1: Beispiele für mehr oder auch weniger naturnahe und landschaftsangepasste Gestaltung von Abwasserteichanlagen; Beispiele aus (von oben links) Deutschland (drei Fotos: Fuhrmann), Peru (Foto: Rudolph), Neuseeland (Foto: Rudolph) und Thailand (Foto: Fuhrmann)

11.1 Kriterien zur Nachhaltigkeitsbewertung

Teichverfahren scheinen als naturnahes Verfahren im Vergleich zu den stärker technisierten, konventionellen Kläranlagen auf den ersten Blick (siehe Bilder oben) quasi implizit auch ein höheres Niveau an ökologischer Nachhaltigkeit aufzuweisen. Und tatsächlich zeichnen sie sich beispielsweise durch einen minimalen Energiebedarf auf, zumindest wenn es sich um die weit verbreiteten unbelüfteten Fakultativteiche handelt. Bei der Frage der Nachhaltigkeit im Vergleich mit anderen Verfahren der Abwasserreinigung können – abgesehen von der eigentlichen Reinigung des verschmutzten Abwassers – nachfolgend aufgeführte Kriterien für eine Analyse der ökologischen Nachhaltigkeit herangezogen werden (die Reihenfolge stellt keine Wertung der Wichtigkeit dar).

1. Energieverbrauch und -gewinnung

Sofern keine technische Belüftung oder Umwälzung vorgesehen ist, weisen Teichanlagen aufgrund ihres niedrigen Technisierungsgrades einen minimalen bis gar keinen Energieverbrauch für den laufenden Betrieb auf. Eine unbelüftete Abwasserteichanlage kann auch vollständig ohne Fremdenergie betrieben werden. Beispiele für Angaben zum Energieverbrauch bei belüfteten Teichanlagen sind im Zusammenhang mit den entsprechenden Betriebskosten im Kapitel 10.2 angegeben. Wie dort bereits kritisch angemerkt, weist die Belüftungstechnik auf vielen Teichanlagen ein deutliches Optimierungspotenzial im Hinblick auf die energetische Effizienz auf. Im Vergleich zu technischen Kläranlagen liegt dies zum einen an der oftmals unzureichenden Steuerung der Belüftung aber auch an den im Vergleich zur feinblasigen Druckbelüftung bei Belebungsbecken etwas schlechteren Sauerstoffertragswerten der bei Teichen üblichen Oberflächenlüfter. Zusammenfassend lässt sich jedoch festhalten, dass Abwasserteiche im Verhältnis zu technischen Kläranlagen in der Regel einen deutlich geringeren Energieverbrauch aufweisen, bis hin zu einem Nullenergieverbrauch bei unbelüfteten Teichen – der resultierende Carbon Footprint aus Fremdenergiebezug fällt somit im Schnitt entsprechend kleiner aus als bei technischen Abwasserreinigungsverfahren.

Bei Teichanlagen mit einem Anaerobteich besteht zudem die Möglichkeit der Energiegewinnung durch Nutzung des anfallenden Biogases (vgl. Kapitel 9.3). Die Gasausbeute in Teichen ist größenordnungsmäßig vergleichbar mit der in Faultürmen, jedoch kommen Teiche ohne Beheizung des Faulraums aus (die niedrigeren Faultemperaturen in Teichen werden durch die deutlich längeren Aufenthaltszeiten ausgeglichen). Dadurch ergeben sich in Vergleich mit anderen Verfahren leichte Vorteile für Teichanlagen, zumal bei den für Abwasserteiche üblichen, tendenziell geringeren Größenordnungen in der Regel die Energiegewinnung für technische Kläranlagen wegen des höheren bautechnischen Aufwandes wirtschaftlich nicht realisierbar ist.

2. Hilfsstoffeinsatz

Ein einfach zu beurteilendes Kriterium: in aller Regel kommen bei Abwasserteichen keine unnatürlichen Hilfsstoffe (z. B. Fällmittel) zum Einsatz.

3. Nebenprodukte

Durch den natürlichen Abbauprozess in Abwasserteichanlagen entstehen keine umweltschädlichen Abbau- oder Nebenprodukte. Als unerwünschtes „Nebenprodukt“ könnten bestenfalls suspendierte Algen angesehen werden, die über dem Ablauf abgetrieben werden und zu einer natürlichen Sekundärverschmutzung des Ablaufs führen können. Es können rund 70 – 90 % des BSB₅ im Ablauf eines Teiches Algen zugeschrieben werden (Mara, 2005). Algen stellen allerdings kein schädliches Nebenprodukt im hier betrachteten Sinne dar, sondern schmälern lediglich die Abbauleistung der Teichanlage in Bezug auf die organische Fracht.

4. Ökologische und visuelle Beeinträchtigung des natürlichen Umfeldes

In Deutschland haben Abwasserteichanlagen aufgrund ihres geringen Anteils an technischen Bauten und der fast ausschließlich angewendeten Erdbeckenbauweise überwiegend eine landschaftsangepasste Anmutung, die in der Regel sowohl eine geringere vi-

suelle wie auch ökologische Beeinträchtigung des natürlichen Umfelds darstellt, als sie mit technischen Kläranlagen zu erzielen ist. Eine gezielte naturnahe und landschaftsangepasste Bauweise ist in der Regel möglich. In anderen Ländern und insbesondere bei weiterentwickelten Systemen oder Oberflächenabdeckungen zur Gasgewinnung finden sich jedoch naturferne Konstruktionen, die diesen Vorteil nicht aufweisen (vgl. diverse Fotobeispiele in Bild 9.1, Bild 10.3 und Bild 11.1).

5. Einfluss auf das Grundwasser

Fachgerecht ausgeführte Teiche weisen eine Sohlabdichtung auf, die ein Versickern des Wassers in den Teichen verhindern soll. In Kapitel 4.3.2 werden entsprechende Hinweise zu geotechnischen Kennwerten und dem eventuellen Erfordernis einer zusätzlichen Sohldichtung gegeben. Das Potenzial für Belastungen des Grundwassers durch nicht fachgerecht ausgeführte Dichtungen ist vergleichbar mit Becken bei konventionellen Kläranlagen.

6. Klimarelevante Gasemissionen

Die Beurteilung der gasförmigen Emissionen aus Abwasserteichanlagen stellt eine komplexe Fragestellung dar, die für die einzelnen Gase unterschiedlich ausfällt, weshalb darauf im nachfolgenden Kapitel 11.2 ausführlicher eingegangen werden soll.

11.2 Klimarelevante Gasemissionen

Der vieldiskutierte Klimawandel wird nach derzeitigem wissenschaftlichem Verständnis durch eine Verstärkung des natürlichen Treibhauseffektes aufgrund anthropogener Einflüsse verursacht. Wesentlicher Einfluss wird dabei den Treibhausgasen zugeschrieben (siehe Box 11.1). Zu den Treibhausgasen, die im Zusammenhang mit Abwasserteichen von Relevanz sind, zählen neben Kohlendioxid (CO_2) unter anderem auch Methan (CH_4) und Distickstoffoxid (Lachgas, N_2O). Die beiden letztgenannten weisen besonders hohe Treibhauspotenziale auf.

Box 11.1: Treibhausgase

Treibhausgase sind gasförmige Stoffe natürlichen und anthropogenen Ursprungs, die in der Atmosphäre zum globalen Treibhauseffekt beitragen. Sie verhindern die Rückstrahlung der von der Erdoberfläche, der Atmosphäre selbst oder von Wolken abgegebenen Infrarotstrahlung in das All. Wasserdampf, Kohlendioxid, Stickstoffdioxid, Methan und Ozon sind die primären Treibhausgase. Der durch natürliche Treibhausgase erzeugte Temperaturanstieg macht das Leben auf der Erdoberfläche bei einer durchschnittlichen Temperatur von rund 15 °C überhaupt erst möglich – die Störung des natürlichen Gleichgewichts in der Atmosphäre durch zusätzliche anthropogene Emission von Treibhausgasen verstärkt nach derzeitiger wissenschaftlicher Erkenntnislage jedoch den natürlichen Treibhauseffekt und führt zur globalen Erwärmung und den damit einhergehenden Klimawandel. (IPCC, 2007; BMU, 2011)

Die Zunahme von Treibhausgasen in der Atmosphäre durch menschliche Aktivitäten wird unter anderem durch Verbrennen fossiler Brennstoffe, Viehhaltung und Rodung von Wäldern verursacht. Im Rahmen des Kyoto-Abkommen ist 1997 erstmals eine verbindliche Reduzierung des Ausstoßes von bestimmten Treibhausgasen in den Industriestaaten bis 2012 um durchschnittlich 5,2 % gegenüber 1990 festgelegt worden, dessen Erfüllung sich jedoch verzögert. Betroffen sind folgende Gase, denen ein maßgeblicher Anteil an der globalen Erwärmung zugeschrieben wird: Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4), Distickstoffoxid (N_2O), teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW, engl.: HFCs), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW, engl.: PFCs) und Schwefelhexafluorid (SF_6).

Kohlendioxid mit dem größten Anteil an den Gesamttreibhausgasemissionen wird in der Regel als Referenz bei der Bewertung der Klimarelevanz herangezogen. Die unterschiedliche strahlungsphysikalische Wirkung der Treibhausgase auf das Klima wird vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) über das sogenannte Global Warming Potential (GWP) jeweils im Vergleich zum Kohlendioxid angegeben. Wie in Tabelle 11.1 dargestellt, weist beispielsweise Methan bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren ein GWP von 25 auf.

Tabelle 11.1: Global Warming Potential (GWP) der in der Abwasserreinigung relevanten Treibhausgase (IPCC, 2007)

Treibhausgas	Global Warming Potential für einen Zeithorizont von			
	SAR* (100 a)	20 a	100 a	500 a
Kohlendioxid (CO_2)	1	1	1	1
Methan (CH_4)	21	72	25	7,6
Distickstoffoxid (N_2O)	310	289	298	153

* Angaben aus Second Assessment Report of the IPCC, 1996

Im Bereich der Abwasserreinigung wird durch die biologischen Abbauprozesse sowie durch den Stromverbrauch für Abwassertransport und -reinigung Kohlendioxid und in begrenztem Umfang auch Methan und Lachgas freigesetzt (Meß et al., 2011). Nachfolgend werden die abwasserteichspezifischen Aspekte der drei klimarelevanten Gase dargestellt.

• Kohlendioxid-Emissionen

Da die beim aeroben Abbau der Kohlenstofffracht im Abwasser freigesetzte Kohlendioxidmenge frachttäquivalent und damit bei Teichen nicht höher oder niedriger als bei anderen Abwasserbehandlungsverfahren ist, resultieren die Unterschiede aus den Fremdennergiebezügen für den Reinigungsprozess. Bei den durch Energieverbrauch verursachten CO_2 -Äquivalenten stellen sich Abwasserteiche meist besser dar als andere Abwasserreinigungsverfahren: Sofern eine technische Belüftung vorgesehen ist, weist diese tendenziell geringere Verbräuche auf (eingeschränkt wird diese Aussage allerdings bei ungesteuerter Belüftung, die zu ineffizientem Betrieb führen kann); unbelüftete Teiche erfordern – wie im vorstehenden Kapitel ausgeführt – nur einen minimalen bis gar keinen Energieverbrauch für den laufenden Betrieb. Die bei allen stärker technisierten Reini-

gungsverfahren zu berücksichtigenden CO₂-Emissionen der Energieproduktion für Pumpen, Rührwerke und ähnliche Aggregate entfallen bei Abwasserteichen. Zu berücksichtigen sind bei dem Vergleich die schlechteren Reinigungsleistungen in Bezug auf Nährstoffe; dafür erbringen Abwasserteiche eine deutlich bessere, natürliche Reduktionsleistung in Bezug auf die Desinfektion des Abwassers, die ansonsten durch technische Anlagen (z. B. energieintensive UV-Bestrahlung) zu realisieren ist (Shilton et al., 2008).

Teichanlagen weisen unter den genannten Bedingung somit in der Regel einen günstigeren „Carbon Footprint“ auf als konventionelle Kläranlagen (Shilton et al., 2008).

- **Methan-Emissionen**

Problematischer als beim Kohlendioxid stellt sich die Situation beim Methan (CH₄) dar, das ein Global Warming Potential von 25 aufweist (siehe Box 11.1). Bei den Faulungsprozessen in Anaerobteichen oder anaeroben Zonen von unbelüfteten Teichen fällt stoffwechselbedingt Methan an (über die bekannten vier Stufen Hydrolysephase – Versäuerungsphase – Acetogenphase – Methanogene Phase). Das Methan gelangt über die Teichoberfläche in die Atmosphäre, sofern die Teiche über keine Abdeckung mit Gasfassung verfügen. Wie in Kapitel 9.3 zur Biogasgewinnung beschrieben, erfolgt bei Anaerobteichen größenordnungsmäßig rund ein Drittel bis die Hälfte des gesamten Abbaus der organischen Kohlenstofffracht im Abwasser über die Umwandlung in Methan. Die spezifische Methangasproduktion bezogen auf die zugeführte organische Fracht ist vergleichbar der in konventionellen Faulbehältern (Craggs et al., 2008).

Eine Emissionsminderung kann durch die gezielte Abdeckung der Teichanlage bzw. der Anaerobteiche (wie in Bild 9.1 dargestellt) mit angeschlossener Biogasverwertung erreicht werden. Wenn eine Biogasverwertung aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist, sollte zumindest ein Abfackeln des Gases vorgesehen werden, da bei der Umwandlung von CH₄ durch Verbrennung in das weniger klimarelevante CO₂ die Klimabelastung um den Faktor 25 besser ausfällt als bei der direkten CH₄-Emission. Die immer noch vielfach praktizierte Abwasserbehandlung in offenen Anaerobteichen ist unter dem Gesichtspunkt der Treibhausgasemissionen inakzeptabel, da ein großer Teil der C-Fracht als CH₄ ungehindert aus dem Teich emittiert. Dies betrifft insbesondere die in vielen Ländern anzutreffenden Absetz- und Anaerobteiche bei abgelegenen landwirtschaftsnahen Produktionsstätten, z. B. Farmen, Mast- und Milchverarbeitungsbetrieben. So gibt es beispielsweise allein in Neuseeland rund 1.100 solcher Anaerobteiche im Bereich der Viehwirtschaft (Craggs et al., 2008).

Zu CH₄-Emissionen kommt es auch, wenn Teiche einer Anaerobstufe nachgeschaltet werden und das im Ablauf der Anaerobstufe gelöste Rest-Methan dann in den Teichen ausgast. Solche Konfigurationen sind z. B. nach UASB-Reaktoren in tropischen Ländern wie Brasilien anzutreffen, wo die Teiche als „Polishing Ponds“ eingesetzt werden (siehe Kapitel 6.2 zu Verfahrenskombinationen).

Auf ein interessantes Ergebnis hinsichtlich der Treibhausgasemissionen bei unbelüfteten Fakultativteichen weisen Untersuchungen am NIWA (2010) in Neuseeland hin, wonach diese Gasemissionen bei Fakultativteichen weniger mit der BSB₅-Gesamtfracht als mit dem Teil der absetzbaren organischen Stoffe im Zulauf korrelieren, da bei den unbelüfteten Teichen die Gasentwicklung vornehmlich aus den Sedimenten erfolgt. Bei belüfteten Teichen waren kaum Ausgasungen zu verzeichnen (weil sich vermutlich nur in geringe-

rem Maß anaerobe Bereiche in der Sedimentschicht ausbilden können). Daraus kann man im Hinblick auf eine Reduktion von Treibhausgasemissionen die Schlussfolgerung ziehen, dass es sinnvoll ist,

- a) die Sedimentation organischer Fracht in unbelüfteten Teichen zu vermindern, z. B. durch Entnahme organischer Fracht in Form von Algenbiomasse (insbesondere bei High-Rate Algal Ponds), und
- b) bei hohen organischen Zulaufmengen nicht nur aus verfahrenstechnischen sondern auch aus Gründen der Treibhausgasminimierung einen abgedeckten Anaerobteich vor den unbelüfteten Fakultativteich zu schalten, um einen möglichst großen Teil der sedimentierbaren organischen Fracht bereits im Anaerobteich „kontrolliert abzufangen“.

Verallgemeinerbare quantitative Daten zu Methan-Emissionen aus Fakultativteichen in Abhängigkeit von Temperatur, Zulaufmengen etc. liegen allerdings bisher nicht vor.

- **Distickstoffoxid-Emissionen**

Distickstoffoxid (Lachgas, N_2O) weist ein sehr hohes Treibhauspotenzial (GWP) von 298 auf (siehe Box 11.1) und hat neben der Relevanz als Treibhausgas auch noch eine wesentliche Bedeutung bei der Zerstörung der Ozonschicht. Aufgrund der Reglementierung verschiedener chlor- und bromhaltiger Chemikalien durch das Montreal-Abkommen von 1987 gewinnt Distickstoffoxid eine zunehmende Bedeutung unter den ozonschädlichen Emissionen.

In der kommunalen Abwasserbehandlung tritt Distickstoffoxid als Neben- und Zwischenprodukt bei einer unvollständigen Nitrifikation oder Denitrifikation auf (siehe z. B. Erläuterungen zum Stickstoffkreislauf bei Wicht, 1996). Diese Prozesse treten in Abwasserteichen in begrenztem Umfang ebenfalls auf (siehe in Bild 3.5 auf S. 13). Für die konkrete Ermittlung von Lachgasemissionen aus häuslichem Abwasser benennen u. a. Meß et al. (2011) verschiedene Quellen und Methoden wie beispielsweise einen spezifischen N_2O -Emissionsfaktor (0,07 bis 0,08 g $\text{N}_2\text{O}/\text{m}^3$ Abwasser), jedoch sind diese Werte aus wissenschaftlicher Sicht überwiegend noch nicht verallgemeinerbar und beziehen sich meist auf Untersuchungen zu Belebungsanlagen. Auf Teiche sind diese daher nur eingeschränkt anwendbar. Auch sind in der Literatur genannte Einzelwerte (z. B. 87 mg $\text{N}_2\text{O}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ für „Klärteiche“, Lemmer et al., 1996) nur begrenzt anwendbar, da sich diese ohne Kenntnis des zugrunde liegenden Teichtyps und der Randbedingungen nicht auf spezifische Zulaufmengen zurückrechnen lassen.

In unbelüfteten Abwasserteichen erfolgt einerseits nur ein begrenzter N-Abbau, dem unterschiedliche Prozesse zugrunde liegen (z. B. Assimilation durch die Algen), sodass Nitrifikation und Denitrifikation als N_2O -relevante Prozesse im Vergleich zu den auf Stickstoffelimination ausgelegten Belebungsanlagen eine deutlich geringere Rolle spielen. Andererseits besteht aufgrund der nicht optimalen Bedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation möglicherweise gerade in Abwasserteichen das Potenzial für N_2O -Bildung. Eine seriöse Abschätzung, ob eine höhere oder geringere spezifische N_2O -Bildung in Bezug auf die abgebaute N-Fracht vorliegt, ist ohne weitere wissenschaftliche Untersuchungen und Messungen in Abwasserteichanlagen kaum möglich.

Auf einen quantitativen Vergleich der klimarelevanten Gasemissionen aus Abwasserteichanlagen und technischen Kläranlagen muss an dieser Stelle leider verzichtet werden, da für eine seriöse Gegenüberstellung verallgemeinerbare Kenndaten zu den unterschiedlichen Teichtypen erforderlich sind, die wiederum von spezifischen Parametern wie Teichgestaltung, Klima etc. abhängig sind. Wie ausgeführt, besteht jedoch wegen der im Vergleich zu technischen Abwassereinigungsverfahren (siehe z. B. Mess et. al., 2011; Remy et al., 2011; Grün et. al., 2013) deutlich schlechteren Datenlage noch erheblicher Nachholbedarf bei der Erhebung und allgemeingültigen Validierung von klimarelevanten Emissionsdaten für Abwasserteiche. Aus den vorstehenden Ausführungen lässt sich daher zur Klimarelevanz von Gasemissionen aus Abwasserteichen bisher lediglich ein qualitativer Vergleich mit anderen Abwasserreinigungsverfahren wie folgt skizzieren: In Punkto CO₂-Äquivalenten bzw. Carbon Footprint weisen Abwasserteiche eine bessere Bilanz auf als andere Verfahren, deren Höhe davon abhängt, ob es sich um natürlich oder technisch belüftete Teiche handelt. Bezüglich der Methanemissionen spielen Anaerobteiche ohne Gasfassung eine deutlich klimaschädlichere Rolle als andere Verfahren mit geregelter Gasfassung. Bei den Lachgasemissionen ist eine eindeutige Aussage noch nicht zu treffen, hier sind vertiefende Forschungsarbeiten notwendig.

Einen interessanten Aspekt in die Diskussion um die Gasemissionen aus Abwasserteichen bringen van der Steen et al. (2003) ein, die festgestellt haben, dass H₂S-Emissionen bei mit Wasserlinsen bedeckten Teichen (Duckweed) signifikant geringer ausfallen als bei unbedeckten Teichen, und mutmaßen, dass ähnliche Effekte auch für klimarelevante Gase wie CH₄ existieren. Dieser Aspekt bedarf aber noch weiterer Untersuchungen.

11.3 Fazit

In Summe lässt sich festhalten, dass die naturnahe Abwasserbehandlung in Abwasserteichen im Nachhaltigkeits-Vergleich mit anderen Abwasserreinigungsverfahren in den meisten Punkten tendenziell besser abschneidet (siehe Tabelle 11.2).

Ein massives Manko stellen jedoch die klimarelevanten Gasemissionen aus Anaerobteichen und -zonen dar. Hier wäre eine Gleichwertigkeit mit anderen Verfahren nur bei konsequenter Gasfassung mit anschließender Verwertung oder zumindest einer Verbrennung des gefassten Methans zu erzielen. Der Betrieb von nicht abgedeckten und mit Gasfassung versehenen Anaerobteichen ist rein unter Klimaschutz Gesichtspunkten eindeutig abzulehnen. Die Wirkung von intensivem Bewuchs ist diesbezüglich noch weiter zu untersuchen,

Eine weitere Einschränkung beim Vergleich mit leistungsfähigeren Behandlungsverfahren besteht in der geringeren Reinigungsleistung von Teichanlagen in Bezug auf Nährstoffe, sodass die bessere Nachhaltigkeitsbewertung im strengen Sinne nur für Anlagen mit vergleichbar niedrigen Reinigungszielen gilt.

Tabelle 11.2: Kriterien zur ökologischen Nachhaltigkeit von Abwasserteichen im Vergleich mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren

Kriterium	Vergleich mit konventionellen Kläranlagen
Reinigung des Abwassers	<ul style="list-style-type: none"> • Geringere Reinigungsleistung als konventionelle Kläranlagen, insbesondere in Bezug auf Nährstoffelimination
Klimarelevanz	<ul style="list-style-type: none"> • CO₂: Emissionen äquivalent zur Zulaufkraft und damit vergleichbar mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren; tlw. Abbau durch Algen in Teichen. • CH₄: hohe Emissionen bei Anaerobteichen, anaeroben Zonen oder nach anaerober Vorbehandlung machen Gasfassung aus Klimaschutzgründen zwingend erforderlich, analog zu Anaerobstufen von konventionellen Kläranlagen. • N₂O: Unterschied bei spezifischen Emissionen in Bezug auf abgebaute N-Fracht ist unklar; es besteht weiterer Forschungsbedarf.
Energieverbrauch und –gewinnung	<ul style="list-style-type: none"> • Bei unbelüfteten Teichanlagen aufgrund des niedrigen Technisierungsgrades kein bis minimaler Energieverbrauch. • Für belüftete Teiche liegt der Energieverbrauch bei optimalem Betrieb deutlich unter dem von technischen Kläranlagen; in der Praxis besteht jedoch häufig hoher Optimierungsbedarf in Bezug auf die energetische Effizienz der Belüftungseinrichtungen.
Hilfsstoffeinsatz	<ul style="list-style-type: none"> • Bei konventionellen Anlagen Einsatz von z. B. Fäll- und Flockungshilfsmitteln; in Teichen dagegen i.d.R. kein Hilfsstoffeinsatz.
Nebenprodukte	<ul style="list-style-type: none"> • Bei konventionellen wie auch Teichkläranlagen entstehen i.d.R. keine umweltschädlichen Abbau- oder Nebenprodukte. • Algenabtrieb kann als natürliche Sekundärverschmutzung vorliegen.
Beeinträchtigung des natürlichen Umfeldes	<ul style="list-style-type: none"> • Einfache Anlagen bieten oftmals Möglichkeit naturnaher Gestaltung. • Bei weiterentwickelten Systemen, Oberflächenabdeckungen und Gasgewinnung keine visuellen und ökologischen Vorteile gegenüber konventionellen Kläranlagen.
Einfluss auf das Grundwasser	<ul style="list-style-type: none"> • Fachgerecht ausgeführte Teiche weisen eine Sohlabdichtung auf; Einfluss vergleichbar zu Becken bei konventionellen Kläranlagen.

12 Chancen und Anpassungsbedarf deutscher Exportansätze

Welche Wertschöpfungspotenziale im Bereich von Abwasserteichsystemen gibt es für deutsche exportorientierte Unternehmen und was muss getan werden, um diese zu heben? In diesem Kapitel werden relevante Chancen (Kap. 12.1) und erkannter Anpassungsbedarf (Kap. 12.2) diskutiert.

12.1 Chancen und Hemmnisse

Anders als bei vielen anderen Abwasserreinigungsverfahren liegt beim Bau von Abwasserteichanlagen der wesentliche Anteil der Wertschöpfung im Zielland, da bei Teichen im Vergleich zu stärker technisierten Anlagen viele Importkomponenten vor allem aus dem Bereich Maschinen- und EMSR-Technik entfallen. Dies bedeutet jedoch nicht, dass der Markt für Abwasserteichsysteme grundsätzlich auf Lowtech-Komponenten beschränkt ist. Erfolgversprechende Exportmöglichkeiten deutscher Technologieunternehmen bestehen beispielsweise im Bereich robuster und ausgereifter Komponenten für die mechanische Vorbehandlung von Teichzuläufen (z. B. spezialisierte Stand-alone-Rechen), für effizientere Lufteintragungssysteme bei belüfteten Teichen, für die Nachbehandlung von Teichabläufen bei erhöhten Einleitungsanforderungen (z. B. mittels UV-Bestrahlungsanlagen), die Kombination mit anderen Verfahren (z. B. Festbettanlagen oder MBR) sowie bei der Erschließung zusätzlicher Nutzenfunktionen (z. B. Ausrüstung zur Gewinnung von Biomasse und Biogas sowie deren –Verwertung).

Durch die Kombination mit zusätzlichen Nutzenfunktionen (s. Kapitel 9), mit anderen Behandlungsverfahren oder mit einzelnen Hightech- bzw. „Highbrain“-Komponenten (wie die oben genannte UV-Desinfektion oder Fernüberwachungstechnik für autarke Teichanlagen) können funktionale und wirtschaftliche Vorteile gegenüber Konkurrenzlösungen wie die stärker technisierten, konventionellen Anlagen dargestellt werden. Dieser Ansatz, beruhend auf der Kombination einer einfachen Basistechnologie (z. B. Abwasserteich) mit anspruchsvollen technologischen Ansätzen, wird auch unter dem Schlagwort „Leantech“ zusammengefasst (Rudolph, 2006a; Fuhrmann und Rudolph 2006; vgl. auch Kapitel 4.1).

Aus diesem Ansatz ergeben sich abwasserteichspezifische Potenziale für Consultants wie auch für System- oder Komponentenlieferanten am Standort Deutschland. Letzteres zeigte sich z. B. bei einem Industrieklärwerk in Vietnam, bei dem u. a. auf Grundlage von Erkenntnissen aus dem dieser Arbeit zugrundeliegenden Forschungsvorhaben durch eine Kombination von Teichen mit Tropfkörper- und UASB-Systemen eine an die örtlichen Verhältnisse angepasste, kostengünstige und konkurrenzfähige Lösung dargestellt werden konnte. Diese führte gegen den Wettbewerb mit anderen technischen Lösungen zu Lieferaufträgen für deutsche Ausrüster, in Kombination mit der Durchführung der gewöhnlichen Bauarbeiten durch kostengünstigere lokale Bauunternehmen.

Das genannte Beispiel gibt auch einen Hinweis darauf, dass Lieferpotenziale für Ausrüstung auch aus kreativen Ingenieurleistungen resultieren können. Die Bedeutung der Consul-

tingwirtschaft wird in diesem Zusammenhang allerdings häufig vernachlässigt (was unabhängig von der Teichtechnologie gilt¹).

Wie in den vorstehenden Kapiteln zu Bemessung, Gestaltung, Betriebsproblemen, Optimierungsansätzen, Abwasserdesinfektion, zusätzlichen Nutzenpotenzialen etc. aufgezeigt wird, gibt es im internationalen Kontext zahlreiche Ansätze für Beratungsleistungen zur Optimierung bzw. zum Upgrading (Kapazitäts- und Effizienzsteigerungen) von Abwasserteichsystemen mit Blick auf einen hydraulisch verbesserten, leistungsfähigeren und nachhaltigen Betrieb. Hier bestehen Einsatzbereiche für die deutsche Consultingwirtschaft z. B. auch im Rahmen von Projekten der Entwicklungszusammenarbeit.

Die vorgenannten teichspezifischen Ansätze für exportorientierte Unternehmen sind in vorstehender Tabelle 12.1 zusammengefasst.

Tabelle 12.1: Potenziale exportorientierter Unternehmen im Bereich der Abwasserteichtechnologien

Ansätze, Produkte	Ausführende	Erläuterungen
Ausrüstungskomponenten zur Abwasserbehandlung	Ausrüster	Z. B. robuste und ausgereifte Komponenten für die mechanische Vorbehandlung
nachgeschaltete Desinfektion	Ausrüster, Consultants	Nachbehandlung von Abläufen bei erhöhten Ablaufanforderungen z. B. mittels UV-Bestrahlungsanlagen
angepasste Hightech-Komponenten	Ausrüster, Consultants	Integration intelligenter Technik in einfache Verfahrenstechnik zur Effizienzsteigerung („Leantech“-Ansatz), z. B. Automation, Fernüberwachung
Biogas- und Biomassegewinnung und –verwertung	Ausrüster, Consultants	Lieferung von angepassten Anlagenkomponenten für dezentrale Lösungen
Erschließung zusätzlicher Nutzenfunktionen	Consultants	Ansätze für Wasserwiederverwendung, Biogasgewinnung zur Energieproduktion, Verwertung von Wasserpflanzen und Biomasse, alternative Finanzierungskonzepte etc.
Systemoptimierung, Upgrade	Consultants	Ziel: Rehabilitation von bestehende Anlagen, Kapazitäts- und Effizienzsteigerung bzw. effizienter und nachhaltiger Betrieb von Abwasserteichsystemen
Betriebsberatung	Consultants	dito; Beratung zum Betriebsmanagement, Durchführung von Schulungsmaßnahmen

Gerade in Deutschland lässt sich feststellen, dass das Potenzial der Abwasserteichtechnologie im internationalen Kontext tendenziell unterbewertet wird. Man geht oftmals davon aus, dass Abwasserteiche grundsätzlich nur für kleine Anlagen ohne technische Ansprüche ge-

¹ Im Vergleich zu den Exportumsatzzahlen für Ausrüstung – laut VDMA (2013) wurde 2012 Ausrüstung für die Wasser- und Abwasserwirtschaft („Apparate zum Filtrieren oder Reinigen von Wasser“) in Höhe von fast 915 Mrd. € exportiert – ist der Umfang der exportierten Ingenieurleistungen sehr gering. Konkrete Daten für den Wassersektor sind aufgrund unterschiedlicher Arten der Datenerhebung für Ingenieurunternehmen kaum verfügbar (siehe u. a. Bundesingenieurkammer, 2010 und DESTATIS 2012). Dennoch darf die Bedeutung der Consultingwirtschaft nicht unterschätzt werden, da zum einen Ingenieurdienstleistungen sehr personalintensiv sind und Exporte der Ausrüsterindustrie häufig durch Ingenieurleistungen vorbereitet und damit erst möglich gemacht werden. Über diesen Hebel besteht eine wirtschaftliche Relevanz der exportorientierten Consultingunternehmen, die vielfach unterbewertet wird.

eignet seien (so wie sie in Deutschland ausschließlich eingesetzt werden) und stellt heraus, dass die verfahrenstechnische Leistungsfähigkeit grundsätzlich schlechter sei als die von stärker technisierten Verfahren wie Belebungs- oder Tropfkörperanlagen (obwohl sich dies in erster Linie auf Nährstoffelimination beschränkt). Wie in Kapitel 7 zum Anlagenbetrieb genannt, wird zudem gerade in Schwellen- und Entwicklungsländern – aber nicht nur dort – aufgrund begrenzter Fachkenntnisse bei den Entscheidungsträgern vor Ort teilweise unterstellt, dass Geruchsbildung oder Funktionsmängel vermeintlich grundsätzliche Nachteile von Abwasserteichen darstellen. Zahlreiche Anlagenbegehungen im Rahmen des FuE-Vorhabens 02WA0543 (Rudolph und Fuhrmann, 2010) zeigten jedoch, dass diese Mängel in der Regel eher auf Fehler bei Bemessung und Betrieb der Anlagen zurückzuführen sind. Hier besteht teilweise hoher Beratungsbedarf.

Einschränkungen für teichbasierte Lösungen ergeben sich teilweise auch dadurch, dass Anreize für Consultants (aufgrund von Honorarregelungen) und für Ausrüster (bzgl. Absatz von Aggregaten) bei der Wahl von stärker technisierten Verfahren wie Belebungsanlagen meist höher sind, was die Entscheidung zu Ungunsten von Teichanlagen beeinflussen kann. So ist die Vergütung von Planungsleistungen häufig an die Höhe der Investitionskosten gebunden – wie es auch in der deutschen Honorarordnung für Ingenieure und Architekten der Fall ist – sodass Abwasserteiche mit ihren vergleichsweise geringen spezifischen Baukosten in diesen Fällen honorarmäßig weniger attraktive Lösungen darstellen.

12.2 Anpassungsbedarf

Das Stichwort „angepasst“ spielt eine wesentliche Rolle im Zusammenhang mit Exportpotenzialen im Bereich der Abwasserteichtechnologie. Die deutsche Wasserwirtschaft kann auf ein enormes Maß an Know-how in der Abwasserbehandlung zurückgreifen, aber die Erfahrungen aus Deutschland sind wegen der speziellen Randbedingungen hierzulande nicht immer direkt übertragbar. Dies gilt insbesondere bei anderen klimatischen, abwassertechnischen, ausbildungsmäßigen und finanziellen Verhältnissen – hier besteht entsprechender Anpassungsbedarf bei der Übertragung auf andere Länder, wie nachfolgend für verschiedene Aspekte erläutert wird:

- **Verfahrens- und prozesstechnischer Anpassungsbedarf**

Wie in Kapitel 5 zur Teichbemessung und Gestaltung ausführlich erläutert, bestehen große Unterschiede zwischen den Ansätzen in Deutschland und vielen anderen Ländern, insbesondere in warmen Klimazonen. Dies betrifft den starken Temperatureinfluss auf die Reinigungsprozesse, der entsprechend in die Bemessung eingehen muss, die Mechanismen in Bezug auf die Entkeimung oder die Berücksichtigung von Speicherwirkungen, vor allem wenn eine Wasserwiederverwendung des Teichablaufs vorgesehen ist. Andere Reinigungsziele (z. B. in Bezug auf mikrobiologische Parameter) und Einsatzpotenziale für in Deutschland nicht relevante Verfahrensansätze (z. B. Anaerobtechnik bei hohen Temperaturen, Algengewinnung bei hoher Insolation) sind zu berücksichtigen.

- **Betriebstechnische Anpassungen**

Neben der konstruktiven Anpassung der technischen Ausrüstung an die klimatischen Verhältnisse (z. B. Tropentauglichkeit) ist beispielsweise in Entwicklungs- und Schwellen-

ländern aufgrund von meist geringerem Ausbildungsniveau des Bedienpersonals, der oftmals weniger konsequent durchgeführten Wartung und der teilweise unzuverlässigen Energieversorgung eine robuste Auslegung und ein an die meist einfachen Betriebsvoraussetzungen auf Teichkläranlagen angepasstes Betriebskonzept für alle Komponenten notwendig. Aber auch scheinbar banale Aspekte wie der Umgang mit regional deutlich erhöhtem Wachstum von Wasserpflanzen sind betrieblich zu berücksichtigen.

- **Adressieren der hohen lokalen Eigenleistungen**

Einfache Standardteichanlagen und -zulieferkomponenten können in den meisten Ländern vollständig durch lokale Kräfte erstellt oder beschafft werden. Exportorientierte Unternehmen müssen daher teichspezifische Produktnischen besetzen, z. B. für Kapazitäts- und Effizienzsteigerungen in Ergänzungen zu preisgünstigen lokalen Bauleistungen, die nicht durch lokale Anbieter geleistet werden können. Dies beginnt bei Know-how-getragenen Beratungsleistungen zur angepassten hydraulischen Optimierung und geht über langlebige Vor- oder Nachbehandlungsstufen bis hin zu angepassten Hightech-Komponenten für die Fernüberwachung von abgelegenen Anlagen.

Aus Kostengründen sind verzichtbare Ausführungsdetails (z. B. bezüglich Materialwahl) zu hinterfragen, aber Einbußen bei der Qualität gering zu halten, da Qualitätsausrüstung „made in Germany“ zwar meist teurer als lokale Lösungen oder Konkurrenzprodukte aus Asien ist, aber wegen höherer Zuverlässigkeit und Standzeit dennoch nachgefragt wird.

- **Herausarbeiten funktionaler und wirtschaftlicher Vorteile gegenüber Konkurrenzlösungen**

Abwasserteichanlagen haben gerade aufgrund ihres geringeren Technisierungsgrades häufig ein Imageproblem als technisch geringwertigere Lösung. Hier sind die funktionalen und wirtschaftlichen Vorteile gegenüber stärker technisierten Konkurrenzlösungen, wie sie z. B. in Kapitel 4 benannt sind, deutlicher herauszuarbeiten und darzustellen.

- **Ergänzung des deutschen Regelwerks**

Das in Deutschland für Abwasserteichanlagen maßgebliche Regelwerk der DWA hebt bestimmungsgemäß alleine auf hiesige Verhältnisse ab. Wie in Kapitel 5.4.4 zum Vergleich verschiedener Bemessungsansätze gezeigt, lassen sich deutsche Ansätze nur begrenzt auf Länder mit anderen Randbedingungen übertragen (was nicht nur für Abwasserteiche gilt). Das gilt zum einen wegen der fehlenden Temperaturanpassung für andere Klimasituationen und zum anderen aufgrund von abweichenden ortsspezifischen Reinigungszielen, z. B. bei Wasserwiederverwendung statt der in Deutschland üblichen reinen Abwasserentsorgung mit zusätzlichen mikrobiologischen Anforderungen statt alleinigem Kohlenstoff- und Nährstoffabbau. Im Sinne einer für die exportorientierte deutsche Wasserwirtschaft verbesserten Ausgangssituation gegenüber Mitbewerber mit wirtschaftlicheren Bemessungsregeln wären hier Erweiterungen des heimischen Regelwerks über die rein deutschen Randbedingungen hinaus wünschenswert¹. Entsprechende

¹ In 2012 ist zu diesem Thema das exportorientierte BMBF-Forschungsverbundvorhaben „EXPOVAL“ gestartet worden, in dessen Rahmen auch Ergänzungen des DWA-Regelwerks für verbreitete Abwasserbehandlungsverfahren einschl. Abwasserteichen vorgesehen sind (siehe www.expoval.de).

fremdsprachliche Verfügbarkeit vorausgesetzt, könnten über den Umweg eines „Exports“ deutscher Regelwerksansätze (vor allem über die deutsche technische und finanzielle Entwicklungszusammenarbeit) Startvorteile für deutsche Consultants und Exporteure insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern erzeugt werden.

- **Nachhaltige Finanzierung**

Wie bereits mehrfach beschrieben, zeigen Anlagenbesichtigungen in Schwellen- und Entwicklungsländern immer wieder, dass Anlagenkomponenten außer Betrieb sind, weil die finanziellen Mittel für laufende Kosten aus Wartung, Reparaturen und Stromverbrauch fehlen. Teichanlagen (sofern nicht technisch belüftet) bieten hier wegen ihrer vergleichsweise geringen laufenden Kosten ohnehin schon Vorteile. Bei der Auslegung können in Einzelfällen ergänzende Finanzierungsquellen geprüft werden, beispielsweise die gezielte Nutzung von Biogas bei Anaerobteichen, ggf. sogar in Kombination mit „Carbon-Finance“-Ansätzen im Rahmen von CDM-Projekten, die beispielsweise bei Upgrades von bestehenden Anlagen in Entwicklungsländern zur Anwendung kommen können (siehe Kapitel 10.4).

12.3 Fazit

Trotz hohem lokalen Wertschöpfungsanteil und geringem Technisierungsgrad von Abwasserteichen lassen sich durch angepasste und innovative Komponenten und Ansätze (Kombinationen mit anderen Verfahren, Biogasgewinnung, Leantech-Ansätze etc.) Exportpotenziale für exportorientierte Ausrüster und Consultingwirtschaft darstellen. Für letztere besteht ein hohes Beratungspotenzial in Hinblick auf Optimierung und nachhaltigen Betrieb von Abwasserteichanlagen, z. B. im Bereich der Entwicklungszusammenarbeit.

13 Forschungstrends und -bedarf

Es gibt noch viel zu tun im Umfeld der Abwasserteichtechnologie, wie anhand aktueller Forschungstrends (Kap. 13.1) und einer Zusammenstellung von möglichen Ansätzen für weitere FuE-Aktivitäten (Kap. 13.2) gezeigt wird.

13.1 Internationale Forschungstrends

Abwasserteiche sind ein weltweit etabliertes und ausgereiftes Reinigungsverfahren, dem in Deutschland aufgrund seiner vermeintlichen Einfachheit lange Zeit kein großer Forschungs- und Entwicklungsbedarf mehr zugemessen wurde. Da zudem die Zahl der Anlagen seit vielen Jahren rückläufig ist, ist die wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung hierzulande seit den 1980er Jahren weitgehend zum Stillstand gekommen.

Wie in den vorstehenden Kapiteln gezeigt, gibt es jedoch zahlreiche Ansätze für zukunftsgerichtete Weiterentwicklungen der Teichtechnologie. Dies gilt insbesondere mit Blick auf eine stärker internationalisierte, exportorientierte Ausrichtung – was auch durch die vorliegende Arbeit verdeutlicht werden sollte (die Arbeit und das zugrunde liegende Forschungsvorhaben können und sollen insofern auch als Anstoß verstanden werden, das Thema „Abwasserteiche“ wieder verstärkt in das Portfolio deutscher FuE-Kompetenzen einfließen zu lassen)¹.

Anders als in Deutschland gibt es im internationalen Umfeld vielfältige FuE-Aktivitäten zu Abwasserteichen, die u. a. auch im Rahmen der „IWA Specialist Group on Waste Stabilisation Ponds“² diskutiert werden. Aktuelle Themen sind beispielsweise Optimierungsansätze zur Teichhydraulik (Neuseeland), verfahrenstechnische Weiterentwicklungen und Hybridverfahren wie der PETRO-Ansatz (Südafrika) oder APS (Neuseeland), Kombinationen von Abwasserteichen mit Anaerobverfahren wie UASB-Reaktoren (Brasilien), Industrieabwasserbehandlung (Südafrika), Entwicklung algenbasierter Systeme (Südafrika, Neuseeland, Australien, USA), Energiegewinnung aus Algen (USA, Neuseeland, Spanien), nachgeschaltete Filter (Großbritannien), Untersuchungen zur Abwasserdesinfektion und den solaren Einflüssen (Neuseeland, Brasilien, USA) und computerbasierte Modellierung (Neuseeland). Derzeit lässt sich konstatieren, dass im Bereich der Abwasserteichtechnologien Forschergruppen aus Neuseeland, Großbritannien, Brasilien und den USA eine weltweit führende Rolle spielen.

Anknüpfend an die ausländischen Aktivitäten ist als ein Treiber für deutsche FuE-Aktivitäten die in den letzten Jahren verstärkte Exportorientierung im Forschungsbereich zu sehen. So

¹ Aus dem abgeschlossenen Abwasserteichvorhaben resultieren bereits mehrere Ansätze für weitergehende FuE-Projekte, z. B. zu Algenteichen und zu Multi-Purpose-Ponds in Zusammenarbeit mit neuseeländischen Forschungspartnern (gefördert vom Internationalen Büro des BMBF unter dem Kennzeichen NZL 09/006) sowie zu verschiedenen teichspezifischen Fragestellungen im Rahmen des EXPOVAL-Verbundprojekts (BMBF-Förderkennzeichen 02WA1252J).

² Siehe www.iwahq.org/8p/networks/specialist-groups/list-of-groups/waste-stabilisation-ponds.html.

besteht beispielsweise bei den Trägern der Entwicklungszusammenarbeit ein großes Interesse an der anwendungsorientierten Weiterentwicklung der Abwasserteichtechnologie. Die betroffene Consultingwirtschaft tritt bei dem Thema jedoch bisher kaum als Treiber in Erscheinung.

Zu einem besonderen Treiber kann sich die anhaltende forschungspolitische Ausrichtung auf das Thema „Energie“ entwickeln, insbesondere mit Blick auf die alternative Energiegewinnung, für die Abwasserteichsysteme interessante Ansätze im Bereich Biogas- und Biomasseverwertung bieten. Daran anknüpfend stellen Fragen der Nachhaltigkeit mit Blick auf klimarelevante Gasemissionen bisher ein wenig beachtetes Thema dar.

13.2 Weiterer Forschungsbedarf

Aus den diversen in dieser Arbeit aufgezeigten Einzelthemen lässt sich FuE-Bedarf im Bereich der Teichtechnologien unter anderem zu den folgenden Aspekten identifizieren:

- **Optimierung der Reinigungsprozesse in Teichen**

Durch eine weitere, anwendungsorientierte Verbesserung der Hydraulik, ein besseres Verständnis zur Ausnutzung der Algen-Bakterien-Biozönose, die gezielte Steigerung der Desinfektionswirkungen, angepasste Ablaufnachbehandlungen und Effizienzsteigerungen im Bereich der Belüftung könnten weitere Optimierungspotenziale für die Verbesserung der Reinigungsleistung und damit weitere Einsatzbereiche von Abwasserteichen aktiviert werden. Als Grundlage für die Optimierungsansätze sind die Erkenntnisse über die komplexen Wirkungsmechanismen in Abwasserteichen, wie z. B. des Einflusses der natürlichen Solarstrahlung, weiter zu vertiefen.

- **Weiterentwicklung von Kombinationsverfahren**

Wie in Kapitel 6 zu Verfahrenskombinationen und Weiterentwicklungen aufgezeigt, existieren zahlreiche Ansätze für zukunftssträchtige Teichsysteme, bei denen aber häufig noch weitergehender Optimierungs- und Anpassungsbedarf besteht.

- **Algenteiche zur Biomasseproduktion**

Der Einsatz von Algenteichen, in denen Algenpopulationen gezielt für Zwecke der Biomassegewinnung angereichert werden, galt lange Zeit als kaum realisierbar, weil sich die Separation der suspendierten Algenmasse vom Teichablauf als technisch schwierig erwiesen hatte. Wie in Kapitel 6.3.1 ausgeführt, haben FuE-Ansätze u. a. in Neuseeland und Südafrika jedoch gezeigt, dass praxisrelevante Anwendungen möglich sind. Hier besteht allerdings noch weiterer Forschungsbedarf für die Entwicklung auch großtechnisch anwendbarer Lösungen. Weiterer Untersuchungsbedarf besteht auch bei Ansätzen zur Steigerung der Biomasseproduktion z. B. durch gezielte Einleitung von CO₂ in den Wasserkörper.

- **Gezielte Desinfektionswirkung in Algenteichen**

In algenreichen Teichen können die Wirkungen der Algenbiozönose zur Abwasserdesinfektion dadurch gezielt genutzt werden, dass Algen pathogene Mikroorganismen absorbieren, inkorporieren und im Milieu eines Algenteiches (hoher pH-Wert) pathogene Mikroorganismen ungünstige Lebensbedingungen vorfinden. Der gezielte Einsatz solcher

Teiche ist wegen der im vorstehenden Punkt genannten Probleme bisher nicht erfolgt. Neben dem Umgang mit der Algenmasse bestehen Optimierungsansätze beispielsweise auch für eine gezielte Steuerung der pH-Wert-Anhebung, die während der Wachstumsphase der Algen durch CO₂-Bindung natürlicherweise eintritt, aber u. a. großen Tageschwankungen unterworfen ist.

- **Energiegewinnung aus Biogas und -masse**

Für die Verstromung von Biogas aus Anaerobteichen sind ausgereifte Technologien verfügbar. Ein Problem für die wirtschaftliche Energiegewinnung liegt jedoch in der Dezentralität der Abwasserteichanlagen, die effiziente Kleinanlagen zur Energiegewinnung oder alternative Konzepte der Gasverwertung erfordern.

Im Bereich der Biomasseverwertung aus Algen zur Kraftstoffgewinnung befindet sich die Entwicklung trotz vielversprechender Ansätze noch im Versuchsstadium und weit entfernt von einer wirtschaftlich tragfähigen Umsetzung.

- **Zusatzfunktionen / Mehrzweckteichanlagen**

Durch Einsatz von Teichtechnologie in gezielter Kombination mit anderen Behandlungsverfahren und vor allem mit zusätzlichen Nutzenfunktionen (insbesondere der Gewinnung von Biogas oder die Erzeugung von Biomasse in Form von Algen oder Wasserpflanzen, einschließlich gezielter CO₂-Bindung bis hin zur geodätischen Energiespeicherung) zeichnen sich neue Einsatzfelder und Finanzierungsquellen ab. Es besteht in vielen Einzelbereichen jedoch noch hoher FuE-Bedarf auf dem Weg zu relevanten und praxisgerechten Lösungen.

- **Effizienz nachgeschalteter Desinfektionsstufen**

Wiewohl sich nachgeschaltete Desinfektionsstufen beispielsweise mittels UV-Bestrahlung wirtschaftlich realisieren lassen, besteht noch weiterer Forschungsbedarf insbesondere zur Quantifizierung des Einflusses der suspendierten Algenmasse auf die Desinfektionseffizienz.

- **Validierung von Emissionsbetrachtungen**

In Kapitel 11.2 sind Fragen zu klimarelevanten Gasemission aus Teichen bearbeitet worden. Hier zeigt sich, dass im Gegensatz zu anderen konventionellen Reinigungsverfahren für Abwasserteiche eine detailliertere Erhebung und Validierung von Emissionsdaten für die unterschiedlichen Teichtypen und Randbedingungen noch aussteht.

- **Modellierung und Simulation von Teichanlagen**

Die dynamische Modellierung von Abwasserteichen ist in einschlägigen Softwarelösungen zur dynamischen Simulation von Abwasseranlagen (z. B. SIMBA) bisher nicht standardmäßig implementiert. Hier besteht noch FuE-Bedarf zur Entwicklung von allgemeingültigen Simulationsmodulen für die verschiedenen Teicharten und -konfigurationen. Eine verbesserte Modellierung würde auch eine bessere Vorhersagbarkeit von Ablaufwerten bei verschiedenen Randbedingungen ermöglichen, was bisher nur begrenzt möglich.

Bestehende FuE-Aktivitäten zur Modellierung von Massenalgenkulturen ermöglichen ggf. Verknüpfungsmöglichkeiten zu FuE-Ansätzen im Bereich der Algenteiche und Abwasserdesinfektion, beispielsweise zur Modellierung des auch für die Abwasserdesinfektion relevanten pH-Werts bei Algenkulturen, siehe oben.

13.3 Fazit

Im internationalen Umfeld gibt es vielfältige FuE-Aktivitäten zur Abwasserteichtechnologie, die u. a. neben prozesstechnischen Verbesserungen auch die Erschließung zukunftssträchtiger neuer Einsatzfelder erwarten lassen, z. B. im Bereich der Abwasserdesinfektion, Algentechnologie oder alternativen Energie- und Kraftstofferzeugung. Es gibt aber weiterhin deutliche Detaillücken beim Verständnis der in Abwasserteichen wirkenden Mechanismen und der praxisgerechten Umsetzung der vorgenannten Ansätze, aus denen sich anhaltend hoher Forschungsbedarf ableiten lässt.

Die deutsche Forschungslandschaft hat sich diesbezüglich den Abwasserteichen noch nicht angenähert – hier lässt sich akuter Aufholbedarf ausmachen, auch vor dem Hintergrund der durch die Zuwendungsgeber gewollten, zunehmenden Exportorientierung der deutschen Abwasserforschung.

14 Zusammenfassung

In den vorstehenden Kapiteln wurde ein weiter Bogen zur Einordnung von Abwasserteichsystemen im internationalen Kontext geschlagen. Einzelne Aspekte und Potenziale wurden intensiver beleuchtet und aus deren Darstellung und Diskussion jeweils kapitelweise ein Fazit gezogen. Diese werden im Folgenden abschließend zusammengefasst.

Ein einfaches Verfahren in einem komplexen Umfeld – im Rahmen der vorliegenden Arbeit zeigt sich aus der vertieften Beschäftigung mit Abwasserteichen im internationalen Kontext die Komplexität des Gesamtthemas, das über rein technische Aspekte weit hinausgeht. Es wird der aktuelle internationale Stand der Teichtechnologie umfassend aufgearbeitet sowie ihre vielfältigen Potenziale wie auch Anwendungsgrenzen unter den lokalen Randbedingungen in anderen Ländern und im Vergleich mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren dargestellt.

In Deutschland ist die Situation der Abwasserteichtechnologie durch eine **abnehmende Zahl von Teichanlagen** und eine nahezu ausschließlich nationale Ausrichtung des dokumentierten Stands der Technik gekennzeichnet. Die Forschung und Fortentwicklung der Abwasserteichtechnologie ist hierzulande in den letzten beiden Jahrzehnten fast vollständig zum Erliegen gekommen. Wie in der Arbeit gezeigt wird, gibt es in vielen anderen Ländern dagegen zahlreiche Ansätze zur Weiterentwicklung von Teichsystemen, insbesondere in Kombination mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren und zusätzlichen Nutzenfunktionen.

Ausgangspunkt bleibt dabei immer das **einfache Grundprinzip** der Abwasserteichtechnologie: die Abwasserreinigung in einem in der Regel unbelüfteten Teichkörper auf Basis natürlicher Prozesse wie biologischem Abbau, Sedimentation und Adsorption. Ein zentrales Alleinstellungsmerkmal von Abwasserteichanlagen gegenüber anderen Reinigungsverfahren liegt dabei in der symbiotischen **Wechselwirkung von Algen und Bakterien** (außer bei Anaerobteichen).

Wie in der Arbeit dargestellt, gibt es darauf aufbauend **vielfältige Teichtypen, -bauformen und -konfigurationen** sowie **Weiterentwicklungen und Kombinationen** mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren (**Hybridanlagen**) entsprechend den aus lokalen Randbedingungen resultierenden Anforderungen.

Abwasserteiche weisen – wenn sie fachgerecht ausgelegt und ordnungsgemäß betrieben werden – gute Abbauleistungen für organische Fracht und mikrobiologische Belastungen auf, haben aber mangels kontrollierter Nitrifikation und fehlender Fällung deutliche Einschränkungen beim Stickstoff- und Phosphorabbau zu verzeichnen, zumindest soweit es sich um einfache, unbelüftete Anlagen handelt. Aufgrund der natürlichen Abbauprozesse sind Teiche im Vergleich zu anderen Abwasserreinigungsverfahren durch weitere systemimmanente Nachteile gekennzeichnet, vor allem den hohen spezifischen **Flächenbedarf** mit der Folge höherer **Verdunstungsverluste** bei heißem Klima oder auch den bei niedrigen Temperaturen weiter verringerten Nährstoffabbau. Der hohe Flächenbedarf prädestiniert Abwasserteichen vor allem für einen Einsatz in ländlichen Regionen mit niedrigen Kosten für

die Flächenbereitstellung. Andererseits können Abwasserteiche neben niedrigen Investitions- und Betriebskosten vor allem im Bereich der nicht quantifizierbaren Aspekte wie **betrieblicher Robustheit, einfachem Betrieb, Unabhängigkeit von der Energieversorgung** etc. deutliche Vorteile gegenüber anderen Lösungen verbuchen, insbesondere in Regionen mit unzuverlässigen betriebsrelevanten Randbedingungen, wie sie in Entwicklungs- und Schwellenländern oftmals anzutreffen sind. Dort bietet der niedrige Technisierungsgrad und der damit verbundene hohe lokale Wertschöpfungsanteil beim Bau von Teichanlagen zusätzliche Vorteile gegenüber anderen stärker technisierten Klärverfahren. Auch bei der **ökologischen Nachhaltigkeit** weisen Abwasserteiche im Vergleich zu anderen Abwasserbehandlungsverfahren mit ähnlichen Reinigungsleistungen abgesehen von **Methanemissionen** bei häufig nicht abgedeckten Anaerobteichen eine gleichwertige bis bessere Bilanz auf.

Für die Auslegung von Abwasserteichverfahren existiert auf internationaler Ebene kein einheitlicher Bemessungsansatz. Die empirisch auf deutschen Verhältnissen beruhenden Bemessungsgrundlagen gemäß DWA lassen sich nur sehr begrenzt auf das Ausland mit abweichender Abwasserzusammensetzung und insbesondere anderen klimatischen Bedingungen übertragen und führen bei hohen Temperaturen zu signifikanten Überdimensionierungen. Da Abwasserteiche auf natürlichen Prozessen basieren und große Oberflächen aufweisen sind sie stark von den Umweltbedingungen, insbesondere der **Temperatur** abhängig. Dies wird bei den in der vorliegenden Arbeit gezeigten internationalen Bemessungsformeln über entsprechende Terme berücksichtigt. Anders als in Deutschland spielt im internationalen Kontext, insbesondere wenn das Ziel der **Wasserwiederverwendung** über der reinen Abwasserentsorgung steht, für die Auslegung von Teichanlagen auch die **Abwasserdesinfektion**, also der Abbau mikrobiologischer Belastungen (Bakterien, Viren, Helmintheneier etc.) eine wichtige Rolle. Expliziter Auslegungsparameter für dieses Behandlungsziel ist die Aufenthaltszeit in den Teichen, die im deutschen Regelwerk nur implizit in den empirischen Bemessungsansätzen berücksichtigt ist.

Auch wenn im Detail noch Forschungsbedarf zum Verständnis der komplexen Detailprozesse in Abwasserteichen besteht, ist auf Basis umfangreicher empirischer Untersuchungen und internationaler Erfahrungen das Verständnis für die grundsätzlichen Abläufe zur Kohlenstoff- und Nährstoffelimination ebenso wie für die Reduktion von Indikatorbakterien bis hin zur Rückhaltung von Hemintheneiern soweit entwickelt worden, dass es heutzutage möglich ist, mit praxistauglichen **Bemessungsansätzen** eine zielgerichtete und wirtschaftliche Dimensionierung von Abwasserteichanlagen unter Berücksichtigung lokaler klimatischer Randbedingungen durchzuführen. So lassen sich Abwasserteiche beispielsweise gezielt für die Erzeugung von wurmeifreiem Wasser für die Wiederverwendung in der Landwirtschaft auslegen.

Für die **Modellierung und Simulation** von Abwasserteichen stellen sich die stark interdependenten Prozesse in den unterschiedlichen Teichtypen wegen Schichtungseffekten, fluktuierenden Tages- und Jahresgängen, hydraulischen Einflussgrößen, Lichteinflüssen etc. deutlich komplexer dar als z. B. beim Belebungsverfahren. Bisher existieren nur wenige, jeweils anlagenspezifische Ansätze zur dynamischen Teichmodellierung. Insbesondere im Hinblick auf die Nährstoff- und Keimreduktion besteht weiterhin hoher Forschungsbedarf. Im Bereich der stationären CFD-Modellierung stellt sich Anwendung einfacher dar, aber auch hier beruhen die bisherigen Ansätze meist auf messtechnisch optimal erfassten Pilotanlagen. Ein grundsätzliches Problem bei der Modellierung besteht in der Erhebung von ausreichend detaillierten und belastbaren Betriebsdaten für die Modellvalidierung, weshalb diese auf abseh-

bare Zeit abseits der ingenieurtechnischen Praxis auf akademischen Sonderfälle beschränkt bleiben wird.

Im Bereich der **Teichhydraulik** gibt es enorme wissenschaftliche Fortschritte, die eine hydraulische Optimierung von Teichen z. B. durch Einbau von **Leitwällen** erlauben, mit dem Ergebnis bemerkenswerter Leistungssteigerungen vor allem im Hinblick auf eine sichere Reduktion von mikrobiologischen Belastungen. Die Ergebnisse sind so überzeugend, dass Leitwälle als Konstruktionselement standardmäßig in die Planung von Abwasserteichanlagen einfließen sollten. Ähnliches gilt für Filterdämme im Ablauf, die bei der Gefahr stärkeren Algenabtriebs regelmäßig in Betracht zu ziehen sind, analog zur Nachklärung bei Belebungsanlagen.

Bei der anwendungsorientierten, **betrieblichen und verfahrenstechnischen Optimierung** von Teichverfahren besteht in der Praxis noch deutlicher Nachholbedarf, wie Erfahrungen aus vielen Ländern zeigen (z. B. bei der oben genannten verbesserten Hydraulik oder durch Kombination mit anderen Behandlungsverfahren). Dies gilt auch, um den stetigen Bedarf an einfachen aber dennoch angepassten und optimierten Abwasserreinigungstechnologien in Entwicklungs- und Schwellenländern decken zu können. In diesen Ländern gibt es zudem großen Verbesserungsbedarf im Hinblick auf einen technisch und ökonomisch nachhaltigen Betrieb der Anlagen, der sich in **Fehlfunktionen** wie mangelhaften Ablaufwerten, Geruchsproblemen oder Insektenbefall ausdrückt – die dann fälschlicherweise als systembedingtes Manko der Teichtechnologie dargestellt werden. Vielfache Anlagenbegehungen haben gezeigt, dass sich der **Betrieb** in der Regel als der zentrale Engpassfaktor im Hinblick auf eine gute Leistungsfähigkeit der Anlagen darstellt. Ursachen für schlechten Anlagenbetrieb sind meist in der zu geringen Anzahl und dem zu geringen Ausbildungsniveau des Betriebspersonals sowie unzureichender Finanzierung der laufenden Kosten zu finden. In Bezug auf die Unterstützung der Finanzierung in solchen Ländern gäbe es im Kontext der Reduzierung klimarelevanter Methanemissionen durch Abdeckung von Anaerobteichen Ansätze zu alternativen Finanzierungsformen wie dem CDM, für die in der praktischen Anwendung aber Hemmnisse aufgrund der meist geringen Projektgrößen bestehen.

Auch wenn Abwasserteichen in Deutschland anwendungsperspektivisch derzeit eine nur untergeordnete Bedeutung zugebilligt wird, werden Teichsysteme in vielen Ländern auch in den nächsten Dekaden als robustes Abwasserbehandlungsverfahren eine wichtige Rolle übernehmen. Das gilt im Besonderen für Entwicklungsländer mit einem hohen und anhaltenden Bedarf an einfachen Abwasserreinigungsverfahren, in denen Abwasserteiche nicht zuletzt wegen der vergleichsweise geringen Anforderungen an den laufenden Betrieb oftmals die einzig sinnvolle Möglichkeit für eine nachhaltig funktionierende Abwasserentsorgung darstellen.

In vielen Industrieländern wird dagegen neben der Leistungssteigerung des Verfahrens verstärkt die wissenschaftliche Weiterentwicklung im Hinblick auf zusätzliche Nutzenfunktionen vorangetrieben. Dies betrifft insbesondere die Gewinnung von **Biogas und Biomasse** aus Mikroalgen und Hydrophyten, getrieben von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und erwarteten wirtschaftlichen Perspektiven im Bereich der alternativen Energie- und Kraftstoffgewinnung (Stichwort „Algal Biofuel“). Beim Blick in die Zukunft muss man feststellen, dass eines der früheren Hauptprobleme von Abwasserteichen, das übermäßige Wachstum von Algen, sich zunehmend als eines der größten Potenziale und als Haupttreiber für neue Entwicklungen in der Teichtechnologie entwickelt.

Auch die vergleichsweise gute **natürliche Desinfektionswirkung** von Teichanlagen gilt als Antriebsfeder für den Einsatz von Abwasserteichen, insbesondere vor dem Hintergrund einer wachsenden Bedeutung der geregelten Wasserwiederverwendung für Bewässerungszwecke. Abwasserteiche bieten sich wegen der natürlichen Keimreduktion bei vergleichsweise robustem Betriebs gerade für Regionen in Entwicklungs- und Schwellenländern in denen aufgrund gegebener Randbedingungen eine unregelmäßige Abwasserverwendung vorherrscht, in vielen Fällen als (einzig) sinnvolle Abwasserreinigungstechnologie an.

Die natürliche Desinfektion in Teichanlagen wird international stark beforscht, z. B. bezüglich mutmaßlicher Mechanismen (Sedimentation, photobiologische Prozesse, solare Einstrahlung, Algen etc.) und Konstruktion von Teichen (vor allem hydraulische Optimierung). Wie Untersuchungen im Rahmen des FuE-Vorhabens, welches dieser Dissertation zugrunde liegt, zeigen, besteht bei höheren Anforderungen an die mikrobiologische Ablaufqualität aus der Kombination der vergleichsweise einfach zu betreibenden Teichverfahren mit einer ebenfalls relativ einfach zu bedienenden **UV-Bestrahlung** des Ablaufes eine erfolgversprechende Anwendungsoption. Die durchgeführten Untersuchungen zur UV-Bestrahlung von Teichabläufen und anderem nicht vollständig vorgereinigtem Abwasser haben ergeben, dass entgegen der in Fachkreisen weit verbreiteten Meinung eine bedarfsgerechte Teil-Desinfektion auch von nicht vollständig vorbehandeltem Abwasser wie Teichabläufen sehr wohl mit wirtschaftlich akzeptablem Energieeinsatz möglich ist. Es konnte nachgewiesen werden, dass die Keimbelastung auf Werte reduziert werden kann, die eine Wiederverwendung für landwirtschaftlichen Einsatz gemäß einschlägiger Empfehlungen erlauben. Durch die Zurückhaltung von Helmintheneiern in den Teichen kann zudem die Effizienzlücke von UV-Anlagen im Bereich der Wurmeier geschlossen werden.

Dessen ungeachtet, haben aufgrund des Dranges nach repräsentativeren, hochtechnologischen Lösungen nicht nur in Industrieländern sondern gerade auch in Schwellenländern Abwasserteiche teilweise **Akzeptanzprobleme** gegenüber technisch anspruchsvolleren Verfahren wie Belebungsanlagen. Wie die vorliegende Arbeit zeigt, ist jedoch nicht zu erwarten, dass die Abwasserteichtechnologie ein baldiges Ende finden wird – sie muss sich aber verstärkt neuen Herausforderungen und zukunftsfähigen Einsatzbereichen stellen. Dabei ergeben sich neben dem etablierten Einsatz in ländlichen Räumen langfristig **zwei zentrale Ebenen der Relevanz** für Abwasserteichsysteme: in Entwicklungs- und Schwellenländern stellen sie einen wichtigen Baustein als Initiallösung für eine geregelte Abwasserbeseitigung vor allem abseits der urbanen Zentren dar, während in den Industriestaaten die Teichtechnologie durch Integration **zusätzlicher Funktionalitäten** wie Biogas- oder Biomasseproduktion vor allem in warmen und sonnenreichen Regionen zu einem innovativen Nischenprodukt mit Zukunftspotenzial weiterentwickelt wird. Durch die Kombination mit anderen Verfahren und verbesserte Erkenntnisse insbesondere im Bereich der Algentechnologie werden neue Anwendungsfelder in Ergänzung zu der originären Abwasserreinigungsfunktion erschlossen.

Die mittelfristige Erschließung solcher Potenziale setzt anhaltende **FuE-Aktivitäten** voraus, für die sich bereits erfolgversprechende Ansatzpunkte im Bereich der Optimierung der Reinigungsfunktion von Teichen (z. B. Verbesserung der Hydraulik, Verständnis der Algen-Bakterien-Biozönose, gezielte Steigerung der Desinfektionswirkung, Einfluss der Solarstrahlung, angepasste Nachbehandlung) und der schon genannten zusätzlichen Nutzungen (wie der Nutzung von Biogas oder die Verwertung von Algenbiomasse) abzeichnen. Angetrieben von solchen neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und daraus resultierenden wirtschaftlichen

Vorteilen wird ein **neuer Aufschwung** der Teichtechnologie vor allem in tropischen Ländern erwartet.

Bereits heute ergeben sich durch planvollen Einsatz von optimierter Abwasserteichtechnologie auch **exportrelevante Anwendungen** für deutsche Akteure im Wassersektor. Neben der Zulieferung von robusten und ausgereiften Behandlungskomponenten, z. B. zur mechanischen Vorbehandlung oder nachgeschalteten Desinfektion, gilt dies vor allem für die Consultingwirtschaft, für die das hohe Beratungspotenzial in Hinblick auf Optimierung und nachhaltigen Betrieb von Abwasserteichanlagen (auch Capacity Building) sowie der intelligenten Erschließung zusätzlicher Nutzenpotenziale erfolgversprechende Ansatzpunkte bieten kann, nicht nur im Bereich der Entwicklungszusammenarbeit.

Die in der Einleitung gestellte Frage nach der langfristigen Relevanz und dem Bestehen zukunftsfähiger Potenziale von Abwasserteichen lässt sich somit zusammenfassend klar mit „Ja“ beantworten. Abwasserteiche sind ein seit vielen Jahrzehnten erprobtes Verfahren, das auf absehbare Zeit seine Nische unter den Abwasserreinigungsverfahren behaupten wird und vor einer Renaissance auch in vielversprechenden, innovativen Einsatzfeldern steht.

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildungen

Bild 1.1:	Typischer Abwasserteich in Deutschland (Foto: Fuhrmann)	1
Bild 2.1:	Anteil der Bevölkerung (in %) mit Zugang zu angemessener Abwasserentsorgung in städtischen und ländlichen Bereichen, 2008 (UN, 2010)	3
Bild 2.2:	Western Treatment Plant bei Werribee, Australien; im Vordergrund abgedeckte Teichfläche zur Biogasgewinnung (Foto: Rudolph)	5
Bild 3.1:	Die „Standardkonfiguration“ von Abwasserteichanlagen (nicht maßstäblich) (Shilton und Walmsley, 2005)	10
Bild 3.2:	Die „Standardkonfiguration“ von Abwasserteichanlagen mit Anaerobstufe (nicht maßstäblich) (Shilton und Walmsley, 2005)	10
Bild 3.3:	Grundlegende Prozesse zum Abbau von Feststoff- und organischer Fracht in einem Fakultativteich (Walmsley und Shilton, 2005; modifiziert nach Hawkes, 1983)	11
Bild 3.4:	Der Algen-Bakterien-Mutualismus in Oxidationsteichen (nach Ludwig und Oswald, 1952; zitiert von Mara, 2009)	12
Bild 3.5:	Stickstoff-Abbauprozesse in einem unbelüfteten Teich (Craggs, 2005a)	13
Bild 4.1:	Abwasserteichanlage Bin Hung Hoa in Ho Chi Minh City, Vietnam (30.000 m ³ /d)	22
Bild 4.2:	Entwicklung des Einsatzes von Teichanlagen in Bezug auf die (technologische) Gesamtentwicklung in einem Land (Fuhrmann und Rudolph, 2006)	30
Bild 5.1:	Hydraulische Modelle zur Beschreibung der Eliminationsleistung (von Sperling, 1999, Tab. 2.5; übersetzte Fassung übernommen von Haber, 2007)	37
Bild 5.2:	DWA-A 201 (2005)	38
Bild 5.3:	Empfehlung eines Bemessungsgangs für Fakultativteiche	42
Bild 5.4:	Exemplarischer Vergleich der zulässigen BSB ₅ -Flächenbelastung bei verschiedenen Berechnungsansätzen mit $T = 5\text{ °C}$, $EW = 900\text{ E}$, spez. $Q_{EW} = 90\text{ l/(E·d)}$, spez. BSB ₅ -Fracht = 60 g/(E·d) , ohne Fremdwasser (Barjenbruch und Erler, 2004; nach Barjenbruch und Brockhaus, 2002, modifiziert)	47
Bild 5.5:	Vergleich der zulässigen BSB ₅ -Flächenbelastung $B_{F,BSB5}$ bei verschiedenen Bemessungsansätzen für Fakultativteiche in Abhängigkeit der Temperatur	48
Bild 5.6:	Exemplarischer Vergleich der erforderlichen Teichfläche für einen Einwohnerwert bei verschiedenen Bemessungsansätzen für Fakultativteiche mit spez. $Q_{EW} = 150\text{ l/(E·d)}$, spez. BSB ₅ -Fracht = 60 g/(E·d) , ohne Fremdwasser	48
Bild 5.7:	Darstellung des Berechnungsvorschlags für die Ermittlung der zulässigen BSB ₅ -Flächenbelastung $B_{F,BSB5}$ für Fakultativteiche in Abhängigkeit der Temperatur (vor dem Hintergrund der ausgeblendeten Berechnungskurven verschiedener Autoren aus Bild 5.5)	50
Bild 5.8:	Betriebsregime für einjährigen Ablass aus dem Teich (Heaven und Banks, 2005)	52
Bild 5.9:	Vergleich der Anzahl fäkalcoliformer Keime im Ablauf eines volldurchmischten Fakultativteichs bei verschiedenen Berechnungsansätzen mit $t = 12\text{ d}$ und $C_{0,FC} = 5 \times 10^7\text{ FC/100 ml}$ (Haber, 2007)	55
Bild 5.10:	Vergleich der Anzahl fäkalcoliformer Bakterien im Ablauf eines volldurchmischten Fakultativteichs in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit bei verschiedenen Berechnungsansätzen mit $T = 23\text{ °C}$ und $C_{0,FC} = 5 \times 10^7\text{ FC/100 ml}$ (Haber, 2007)	55

Bild 5.11:	Beispiel für die Modellierung eines unbelüfteten Fakultativteichs in SIMBA mit hydraulischer Verschaltung zwischen den einzelnen Zonen innerhalb des Teichs (Lübken et al., 2010)	59
Bild 5.12:	Filterdamm vor dem Ablauf eines Fakultativteichs in Großbritannien (Mara, 2006a)	62
Bild 5.13:	Teich mit angepasstem Zulauf und kurzem Leitwall (Shilton und Harrison, 2003)	64
Bild 5.14:	Vertikaler Zulauf mit Leitwällen (Shilton und Harrison, 2003)	64
Bild 5.15:	Abfluss begrenzt durch Leitwälle (Shilton und Harrison, 2003)	65
Bild 5.16:	Einfluss der hydraulischen Verhältnisse auf die Reduktion coliformer Bakterien in einem Teich mit verschiedenen Anordnungen von quer angeordneten Leitwällen über 70 % der Teichbreite (Shilton und Harrison, 2003)	66
Bild 5.17:	Oberflächenbelüfter auf Abwasserteichanlagen (Fotos: Rudolph)	67
Bild 5.18:	Beispiel für eine Fernüberwachungsanlage in Searchlike, USA (Foto: Rudolph)	69
Bild 5.19:	Überwachung einer Teichanlage per Datenfernübertragung	69
Bild 5.20:	Beispiel für einfache Sanierungsmaßnahmen an einem Abwasserteich (Fuhrmann und Rudolph, 2007; modifiziert)	70
Bild 6.1:	Advanced Facultative Pond (Craggs, 2005b)	81
Bild 6.2:	Advanced (Integrated Wastewater) Pond System (Craggs, 2005b)	82
Bild 6.3:	Teichanlage nach dem Advanced Pond System in Waikato, Neuseeland (Foto: NIWA)	82
Bild 6.4:	Teichanlagen integriert mit Tropfkörpern (TF) und Belebungsverfahren (ASP) (Shipin und Meiring, 2005)	83
Bild 6.5:	Beispiel für ein fiktives Stufenausbaukonzept mit Teichanlage (Rudolph, 2005)	85
Bild 6.6:	Konfigurationen von verschiedenen Wastewater Storage and Treatment Reservoir (WSTR) Systems nach Mara (2004)	86
Bild 7.1:	Beispiele für Betriebsprobleme bei Teichen: Rechen und Belüfter außer Betrieb, Ansammlungen von schwimmenden Abfällen bzw. starke Verkrautung der Uferzonen (Fotos: Rudolph) sowie manuelle Wasserlinsenräumung in Peru (Foto: Skoddow)	88
Bild 8.1:	Beispiele aus den WHO-Guidelines (2006) für verschiedene Kombinationen von Maßnahmen zur Reduzierung der mikrobiologischen Belastung für die Erreichung spezifischer Gesundheitsziele ($\leq 10^{-6}$ DALY pro Person und Jahr)	104
Bild 8.2:	Vergleich des Gehalts an Escherichia coli im Zu- und Ablauf von verschiedenen Teichkläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Untersuchungen 2005 – 2007 (Fuhrmann und Rudolph, 2007)	106
Bild 8.3:	Gehalt an fäkalcoliformen Bakterien im Rohabwasser und in den Abläufen der einzelnen Reinigungsstufen einer kommunalen Kläranlage (ATV-M 205, 1998 bzw. DWA-M, 2013)	107
Bild 8.4:	Überlebensraten von Fäkalcoliformen, die in Abwasserteichabläufen in kleinen, abgeteilten, durchmischten Bereichen mit verschiedenen pH-Werten Sonnenlicht ausgesetzt waren (Davis-Colley et al., 2000)	111
Bild 8.5:	Einordnung des UV-Spektralbereichs ins Lichtspektrum (WEDECO)	120
Bild 8.6:	UV-Spektrum von Niedrig- und Mitteldrucklampen im Vergleich zur Kurve der relativen UV-Absorption der DNS (Metcalf & Eddy, 2003)	121
Bild 8.7:	Einflussgrößen bei der Desinfektion von Wasser durch UV-Bestrahlung (nach Gelzhäuser, 1989)	124
Bild 8.8:	Entwicklung von UV-Transmission und Trübung über die Sedimentationsdauer bei Laborversuchen mit kommunalem Rohabwasser (Rudolph et al., 2007)	125
Bild 8.9:	Exemplarischer Vergleich der UV-Transmission (für Wellenlänge von 254 nm) von Zu- und Abläufen verschiedener Abwasserteichanlagen in Deutschland (Fuhrmann und Rudolph, 2009; Fuhrmann und Rudolph, 2010)	126

Bild 8.10:	Laborbestrahlungsanlage (Collimated Beam Device).....	127
Bild 8.11:	Beispiel für Inaktivierungskurven für E. coli nach UV-Bestrahlung im Zulauf (rote Markierung: „Vertrauensbereich“ Zulauf)	128
Bild 8.12:	Beispiel für Inaktivierungskurven für E. coli nach UV-Bestrahlung im Ablauf (grüne Markierung: „Vertrauensbereich“ Ablauf).....	128
Bild 8.13:	Generalisierte UV Dose-Response Curves von verschiedenen behandelten Abwässern (Fuhrmann und Rudolph, 2007)	129
Bild 8.14:	Inaktivierungsbereiche von E. coli bei UV-Bestrahlung von Teichabläufen.....	130
Bild 8.15:	Spezifische Ausbaurkosten von UV-Anlagen als Verhältnis der Bruttoinvestitionskosten inkl. Nebenkosten zur Ausbaugröße der Kläranlage (Müller et al. 2009; zitiert in DWA-M 205, 2013)	133
Bild 8.16:	Verhältnis der Lebenszykluskosten von Chlorung, UV-Bestrahlung und Ozonierung als Funktion der Anlagengröße (nachgezeichnet von Lazarova, 2004, durch Bixio und Wintgens, 2006)	133
Bild 9.1:	Biogasfassungen aus Anaerobteichen mit schwimmender Flachabdeckung bzw. Tragluftmembran; Beispiele aus Peru, den USA und Australien (Fotos: Rudolph)	141
Bild 9.2:	Ernte von Wasserhyazinthen aus einem Abwasserteich in Vietnam und von Wasserschnecken in Thailand (Fotos: Rudolph)	142
Bild 10.1:	Richtwerte für Investitionskosten pro Einwohner von Belebungsanlagen, Tropfkörpern und Abwasserteichanlagen von Rudolph und Harbach (2010), veröffentlicht in RUB (2010)	148
Bild 10.2:	Operational Expenditures (OPEX) pro Einwohner und Jahr für den nachhaltigen Betrieb von Belebungsanlagen, Tropfkörpern und Abwasserteichanlagen von Rudolph und Harbach (2010)	153
Bild 10.3:	Beispiel für die Anwendung von „Carbon Finance“ bei Abwasserteichen: teilweise Ausbaufinanzierung über Worldbank Carbon Funds für Santa Cruz Lagoons, Bolivien (Peterson et al., 2007)	155
Bild 11.1:	Beispiele für mehr oder auch weniger naturnahe und landschaftsangepasste Gestaltung von Abwasserteichanlagen; Beispiele aus Deutschland (Fotos: Fuhrmann), Peru (Foto: Rudolph), Neuseeland (Foto: Rudolph) und Thailand (Foto: Fuhrmann)	158
Bild A3.1:	Wirkungsspektren photobiologischer Wirkungen, mit $s(l)$ = relative spektrale Empfindlichkeit (abgeleitet aus DIN 5031-10: 2000-03)	214

Tabellen

Tabelle 3.1:	Grundlegende Merkmale von Abwasserteichanlagen (Rudolph et al., 2009; modifiziert)	8
Tabelle 3.2:	Teichtypen und für deutsche Verhältnisse geltende Auslegungshinweise nach DWA-A 201 (2005), mit Ergänzungen u. a. um Anaerobteiche	9
Tabelle 3.3:	Kennwerte der Reinigungsleistung für die wichtigsten Teichkonfigurationen (von Sperling, 2007)	14
Tabelle 4.1:	Grundlegende Auswahlkriterien für Abwasserteiche im Vergleich zum Belebungsverfahren (Rudolph et al., 2009, modifiziert)	18
Tabelle 4.2:	Bewertungskriterien und übergeordnete Kriterien für Abwasserteiche im Vergleich zum Belebungsverfahren (Rudolph et al., 2009, modifiziert)	19
Tabelle 4.3:	Vergleich der relativen Relevanz und des Erfüllungsgrades verschiedener Faktoren der Abwasserbehandlung in Industrie- und Entwicklungsländern (Relevanz-Spalten: von Sperling, 1996, modifiziert)	21
Tabelle 4.4:	Überschlägiger Vergleich des Flächenbedarfs für kleine Belebungs- und Abwasserteichanlagen, einschl. Erschließungen, technischen Anlagen etc.	22

Tabelle 5.1:	Zusammenstellung der Bemessungswerte gemäß DWA-A 201 (2005)	39
Tabelle 5.2:	Typische Bemessungsparameter für Abwasserteiche (von Sperling, 2007)	41
Tabelle 5.3:	Ansätze für die Berechnung der BSB ₅ -Flächenbelastung $B_{F,BSB5}$ (kg/ha·d) von fakultativen Abwasserteichen, in Abhängigkeit von Lufttemperatur T_L (°C) bzw. Wassertemperatur T_W (°C)	43
Tabelle 5.4:	BSB ₅ -Referenzabbauraten $k_{1,BSB5}$ (d ⁻¹) und Arrhenius-Temperaturkonstanten Θ (-) verschiedener Autoren für den BSB ₅ -Abbau in unterschiedlichen, volldurchmischten Reaktoren (Haber, 2007; ergänzt)	46
Tabelle 5.5:	Referenzabbauraten $k_{1,FC(20)}$ (d ⁻¹) und Arrhenius-Temperaturkonstanten Θ (-) verschiedener Autoren für fäkalcoliforme Bakterien in volldurchmischten Reaktoren (Haber, 2007; ergänzt)	54
Tabelle 5.6:	Angaben verschiedener Autoren zu erforderliche Aufenthaltsdauern für eine vollständige Entfernung von Helmintheneiern bei Abwasserteichen (Cavalcanti, 2003)	57
Tabelle 6.1:	Übliche Algenspezies in Fakultativ- und Schönungsteichen, zusammengestellt nach Mara (2006a) und Pearson (2005)	77
Tabelle 7.1:	Empfehlungen zur Personalausstattung für Betrieb, Wartung und Verwaltung von Abwasserteichanlagen in Abhängigkeit der Zahl der angeschlossenen Einwohner (Yáñez, 1993)	90
Tabelle 7.2:	Zusammenhang zwischen Färbung und (betrieblichem) Zustand von Abwasserteichen (von Sperling, 2007; basierend auf Arceivala (1981) und CETESB (1989), modifiziert)	98
Tabelle 7.3:	Schlammfall in Abwasserteichen nach DWA-A 201 (2005)	99
Tabelle 7.4:	Schlammraten für unbelüftete Teiche nach von Sperling (2007)	99
Tabelle 7.5:	Vergleich verschiedener Teichentschlammungsverfahren (von Sperling, 2007)	100
Tabelle 8.1:	Typische Reduktionsraten für verschiedene pathogene und Indikatororganismen in Abwasserteichanlagen (von Sperling, 2007)	106
Tabelle 8.2:	Entfernung bzw. Elimination von Bakterien in verschiedenen Behandlungsstufen (Metcalf & Eddy, 2003)	107
Tabelle 8.3:	Reduktion und Inaktivierung von Krankheitserregern durch verschiedene Abwasserbehandlungsverfahren (WHO, 2006)	108
Tabelle 8.4:	Faktoren, denen die Verursachung oder Beeinflussung der Desinfektionswirkung in Abwasserteichen zugesprochen wird (Davies-Colley, 2005)	109
Tabelle 8.5:	Merkmale der drei Hauptmechanismen der solaren Desinfektion in Abwasserteichen nach Davis-Colley et al. (2000)	112
Tabelle 8.6:	Ansätze für eine Verbesserung der Desinfektionswirkung in Teichanlagen	113
Tabelle 8.7:	Vergleich von ergänzenden Desinfektionsverfahren für Teichabläufe (teilweise von Bixio und Wintgens, 2006, sowie Rudolph, 2006)	116
Tabelle 8.8:	Vergleich der Charakteristika gebräuchlicher Desinfektionsmitteln (Metcalf & Eddy, 2003)	117
Tabelle 8.9:	Bewertung der gebräuchlichen Verfahren der Abwasserdesinfektion (Popp, 2002, als Ergänzung der Tab. 5.1 des ATV-M 205, 1998; teilweise aktualisiert nach Tab. 8 des DWA-M 205, 2013)	117
Tabelle 8.10:	Zu beachtende Nebenwirkungen von Desinfektionsmitteln (VDMA-Einheitsblatt 24651, 2010)	118
Tabelle 8.11:	Zusammenstellung von Literaturwerten zur Photoreaktivierung verschiedener Keime bzw. Keimgruppen (Obergh, 1995)	132
Tabelle 8.12:	Lebenszykluskosten in US\$ am Beispiel einer UV-Anlage für das YCUA Water Reclamation Scheme, Michigan (Kang et al., 2004, zitiert von Bixio und Wintgens, 2006)	134

Tabelle 8.13:	Beispiel für die Kostenstruktur einer UV-Anlage in den USA (Hanzon und Vigilia, 1999, zitiert in U.S. EPA, 1999).....	134
Tabelle 9.1:	Zusätzliche Nutzenfunktionen bei Abwasserteichen und die zugrundeliegenden Teicheigenschaften (stark ergänzt auf Basis von Fuhrmann und Rudolph, 2010)	137
Tabelle 10.1:	Verbrauchs- und Kostenkennwerte verschiedener Teichkonfigurationen, mit Kostenangaben nach brasilianischen Erfahrungen (von Sperling, 2007)	149
Tabelle 10.2:	Investitionskosten und jährliche Betriebskosten von kleinen Kläranlagen für 1.000 E in Frankreich (Berland und Cooper, 2001)	149
Tabelle 10.3:	Vergleich von Lebenszykluskosten verschiedener Behandlungsverfahren für eine Kapazität von 40.000 E (Lazarova, 2001, modifiziert)	149
Tabelle 10.4:	Beispiele für Energieverbräuche von Abwasserteichanlagen in Bayern (nach ATV, 1997)	151
Tabelle 10.5:	Spezifischer Stromverbrauch (Medianwerte) von Kläranlagen in Deutschland nach Reinigungsverfahren und Kläranlagen-Größenklasse in kWh/(EW·a); in Klammern: Anzahl der Anlagen (DWA, 2012).....	151
Tabelle 10.6:	Abwasserbehandlungsmethoden zum Abbau von organischen und Nährstoffbelastungen (UNEP, 1999, Tab. 1.1, auszugsweise)	153
Tabelle 11.1:	Global Warming Potential (GWP) der in der Abwasserreinigung relevanten Treibhausgase (IPCC, 2007)	161
Tabelle 11.2:	Kriterien zur ökologischen Nachhaltigkeit von Abwasserteichen im Vergleich mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren	165
Tabelle 12.1:	Potenziale exportorientierter Unternehmen im Bereich der Abwasserteichtechnologien	167
Tabelle A1.1:	Indikatorbakterien (David-Colley, 2005)	202
Tabelle A1.2:	Relative Desinfektionseffizienz von UV-Strahlung für spezielle Keime und Indikatoren (Bixio und Wintgens, 2006, angepasst aus Metcalf & Eddy, 2003)	204
Tabelle A1.3:	Konzentration an Mikroorganismen in unbehandeltem Abwasser und zugehörige infektiöse Konzentrationen (Metcalf & Eddy, 2003, Tab. 2-25).....	204
Tabelle A1.4:	Durchschnittliche Größenordnungen von Keimzahlen im Zulauf von Kläranlagen (Oberberg, 1995; ergänzt)	205
Tabelle A2.1:	Hygienisch-mikrobiologische Klassifizierung und Anwendung von Bewässerungswasser (DIN 19650: 1999-02, Tab.1)	208
Tabelle A2.2:	Zusammenfassung relevanter Qualitätsparameter für die Wasserwiederverwendung (U.S. EPA, 2004, Table 8-3)	209
Tabelle A2.3:	Zusammenstellung von Qualitätsanforderungen zur Wasserwiederverwendung in den Vereinigten Staaten und anderen Ländern (U.S. EPA, 2004)	210
Tabelle A3.1:	Merkmale und Eigenschaften von Nieder- und Mitteldruck-UV-Strahlern (DWA-M 205, 2013; basierend auf Technischer Mitteilung 01/08 der figawa)	211

Textboxen

Box 4.1:	Beispiel zu Wasserverlusten aus Teichen in Neuseeland	23
Box 4.2:	Wasserwiederverwendung aus Abwasser	31
Box 8.1:	Begriffsdefinition „Desinfektion“	102
Box 8.2:	Desinfektion mit UV-Bestrahlung	120
Box 10.1:	Clean Development Mechanism (CDM)	156
Box 11.1:	Treibhausgase	160

Quellen

Literatur

- Abis, K. L. (2002). The Performance of Facultative Waste Stabilization Ponds in the United Kingdom (PhD Thesis). University of Leeds. (zitiert von Mara, 2006a).
- Acher, A.J.; Fischer, E.; Manor, Y. (1994): Sunlight Disinfection of Domestic Effluent for Agricultural Use. In: *Water Research*, 28 (5), S. 1153-1160.
- ADB (2006): Planning Urban Sanitation and Wastewater Management Improvements, Model Terms of Reference. Appendix 3, Some Global case studies, E. Another Look at Urban Sanitation, Lessons Learned from 20 Research/Pilots in Africa (PS EAU- France), No. IX. Asian Development Bank, May 2006.
- Ante, A.; Braun, C.; Hasselbach, R.; Janke, H. D. (2007): Membranbelebung mit belüftetem Vorteich. In: *wwt-Special*, 7-8/2007, S. 17-23.
- Arceivala, S. J. (1981): Wastewater treatment and disposal. Marcel Dekker, New York. (zitiert bei von Sperling, 2007)
- Arthur, J.P. (1983): Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries. World Bank Technical Paper No. 7, Washington D.C.
- Asano, T. (2007): Water Reuse: Issues, Technologies and Applications, McGraw-Hill, 1. Auflage, März 2007, ISBN: 978-0-07-145927-3.
- Atlas, R.M.; Bartha, R. (1994): Microbial Ecology. The Benjamin / Cummings Publ. Co. Inc., London.
- ATV (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. ATV-Handbuch, 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin, 1997.
- Ayres, R. M.; Alabaster, G. P.; Mara, D. D.; Lee, D. L. (1992): A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. In: *Water Research*, 26 (6), S. 863-865.
- Ayres, R. M.; Mara, D. D. (1996): Analysis of Wastewater for Use in Agriculture: A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques. Geneva: World Health Organization.
- Banda, C.G.; Sleigh, P.A.; Mara, D.D. (2006): 3D-CFD Modelling of E. coli Removal in Baffled Primary Facultative Ponds: Classical Design Optimization. Proc. of the 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Advances in Pond Technology and Management, 25.-27. September 2006, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- Barjenbruch, M.; Brockhaus, S. (2002): Abwasserteiche im ländlichen Raum - Reinigungsleistung und Optimierung. ATV-DVWK Bundestagung, 18.-19. September 2002, Tagungsband, S. 325-343.
- Barjenbruch, M.; Erler, C. (2004): Untersuchungen an Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt im Jahr 2004, Universität Rostock, Fachgruppe Siedlungswasserwirtschaft, Dez. 2004.
- Bartosh, Y.; Banks, C. J. (2006): Algal Growth Response and Survival in a Range of Light and Temperature Conditions: Implications for Non-Steady-State Conditions in Waste Stabilisation Ponds. Proceedings of 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Asian Institute of Technology (AIT), 25.-27. Sept. 2006, Bangkok, Thailand.
- Baudisova, D.; Mlejnska, E. (2007): Reduction of Microbial Pollution by Waste Stabilisation Ponds in Small Villages (Czech Republic). Posterpräsentation auf der Konferenz "Advanced Sanitation", 12-13. März 2007, Aachen. Kurzfassung in Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA), Bd. 206, Hrsg.: Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, S. II-21.
- Beneke, G.; Sauerland, N. (2007): Die Bewohner von Groß-Machner entdecken ihre Abwasserteiche. In: *KA - Abwasser, Abfall*, Jg. 54, Nr. 3, S. 268-272.
- Benemann, J. R. (2003): Biofixation of CO₂ and Greenhouse Gas Abatement with Microalgae – Technology Roadmap. Report No. 7010000926 prepared for the U.S. Department of Energy.

- Craggs, R. J.; Heubeck, S.; Lundquist, T. J.; Benemann, J. R. (2009): Algae biofuel from wastewater treatment high rate algal ponds. Proc. of 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 26.-30. April 2009, Belo Horizonte, Brasilien.
- Berland, J.M.; Cooper, P.F. (2001): Extensive Wastewater Treatment Processes Adapted to Small and Medium Sized Communities (500 to 5000 Population Equivalents). Office of Official Publications of the European Union, Luxembourg.
- Bieker, S. (2009): Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme – neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume. Schriftenreihe WAR, Bd. 200, Hrsg.: Verein zur Förderung des Instituts WAR der TU Darmstadt e.V., Darmstadt.
- Bixio, D.; Wintgens, T. (2006): Water reuse system management manual. AQUAREC, EVK1-CT-2002-00130, May 2006, European Commission, Edited by Bixio, D. and Wintgens, T., European Communities Publishing Services, ISBN: 92-79-01934-1.
- Bleisteiner, S., Popp, W. (2005): Baden in Flüssen – Sonderprogramm „Obere Isar“. Die Flußmeister 2005, S. 20-24.
- BMU (2010): Investitionen in den Klimaschutz. Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), 52 S., downloadbar unter <http://www.bmu.de/klimaschutz/downloads/doc/38548.php> (zuletzt aufgerufen am 01.04.2013).
- BMU (2011): Klimaschutz. Themenbereich im Internetauftritt des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), <http://www.bmu.de/themen/klima-energie/klimaschutz> (zuletzt aufgerufen am 01.04.2013).
- Brito, M.C.S.O.M.; Chernicharo, C.A.L.; von Sperling, M. (2000): Relação entre as temperaturas da água e do ar em uma lagoa de maturação na região Sudeste do Brasil. In: IX SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro – BA, 9 a 14 Abril 2000, Anais eletrônicos (zitiert bei von Sperling, 2007).
- Brockhaus (1997): Der Brockhaus: in 15 Bänden. Leipzig – Mannheim: F.A. Brockhaus, 1997
- Brownell, S.A.; Nelson, K.L. (2006): Inactivation of Single-celled *Ascaris suum* eggs by low-pressure UV radiation. In: Applied and Environmental Microbiology, Vol. 72, No. 3, S. 2178-2184.
- Bundesingenieurkammer (2010): Ingenieurberufe – statistische Daten und Fakten. Bundesingenieurkammer, Berlin.
- Calkins, J.; Buckles, J.D.; Moeller, J.R. (1976): The role of solar ultraviolet radiation in 'natural' water purification. In: Photochemistry and Photobiology, 24, S. 49-57 (zitiert von Davis-Colley, 2005).
- Cataldo C., Briancesco R.; L. Bonadonna (2001): Water re-use: hygienic and technical aspects related to the occurrence of enteric pathogens. Rapporti ISTISAN 01/34, Istituto Superiore di Sanità; ISSN 1123-3117 (auf Italienisch, zitiert von Bixio und Wintgens, 2006).
- Cavalcanti, P.F.F. (2003): Integrated Application of the UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions. Thesis at Wageningen University, The Netherlands, ISBN: 90-5808-819-9.
- CEMAGREF, SATESE, Ecole National de la Santé Publique and Agences de l'Eau (1997): Le Lagunage Naturel: Les Leçons Tirées de 15 Ans de Pratique en France. Lyon, France: Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (zitiert von Mara, 2005).
- CETESB (1989): Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, S. 91 (zitiert bei von Sperling, 2007).
- Chrtok, S.; Popp, W. (1991): UV disinfection of secondary effluents from sewage treatment plants. In: Water Science and Technology, Vol. 24, S. 343-346.
- Cornel, P.; Weber, B. (2006): Physikalisch-chemische Abwasserreinigung zur Erzeugung von Bewässerungswasser. In: GWF Wasser/Abwasser, Jg. 147, Nr. 3, S. 215-220.
- Cornel, P.; Meda, A. (2008): Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung. In: GWF Wasser Abwasser, Jg. 149, Nr. 13, S. 18-24.
- Cornel, P.; Meda, A. (2010): Desinfektion und Wasserwiederverwendung, Einleitung: In: Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwieder-

- verwendung, Band 2. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. ISBN: 978-3-9810255-5-2, Kap. 3.1, S. 88-102.
- Cornel, P.; Meda, A.; Huber, H. (2007): Development of a Matrix as a Decision Support Mechanism for Comparison and Evaluation of Technologies in Water Reuse Applications. In: Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA), Bd. 206, Advanced Sanitation, Hrsg.: Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, März 2007, ISBN: 978-3-938996-12-6, S. 28/1–28/9.
- Craggs, R.J. (2005a): Nutrients. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 77-99.
- Craggs, R.J. (2005b): Advanced integrated wastewater ponds. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 282-310.
- Craggs, R.J. (2005c): Harnessing Local Energy - Energy from wastewater treatment. Water & Atmosphere 13 (4), NIWA, S. 20.
- Craggs, R.J.; Tanner, C.C.; Sukias, J.P.S.; Davies-Colley, R.J. (2000): Nitrification potential of attached biofilms in dairy farm waste stabilisation ponds. Water Science and Technology, Vol. 42, No. 10-11, S. 195-202.
- Craggs, R.J.; Davies-Colley, R.J.; Tanner, C.C.; Sukias, J.P. (2003): Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. In: Waste Stabilisation Ponds: Pond Technology for the New Millennium, Shilton, A.N.; Craggs, R.J.; Walmsley, N. (eds.), Water Science and Technology, Vol. 48, No. 2, IWA Publishing, London, S. 259-267.
- Craggs, R.; Park, J.; Heubeck, S. (2008): Methane emissions from anaerobic ponds on a piggery and a dairy farm in New Zealand. Australian Journal of Experimental Agriculture, 2008, 48, S. 142–146.
- Craggs, R. J.; Sutherland, D.; Campbell, H. (2010): Worlds-first wastewater algal bio-crude oil demonstration. Proceedings of Water New Zealand's Conference 2010, 22.-24. Sep. 2010, Christchurch, Neuseeland.
- Curtis, T.P.; Mara, D.D.; Silva, S.A. (1992): Influence of pH, Oxygen and Humic Substances on Ability of Sunlight to Damage Fecal-Coliforms in Waste Stabilisation Pond Water. In: Applied and Environmental Microbiology, 58, S. 1335-1343 (zitiert von Mara, 1997 und Davies-Colley, 2005).
- Crook, J. (1998): Water reclamation and Reuse Criteria. In: T. Asano (ed.), Wastewater Reclamation and Reuse, Chapter 7. Technomic Publishing Co., Ltd., Lancaster, USA.
- Davies-Colley, R.J.; Donnison, A.M.; Speed, D.J.; Ross, C.M.; Nagels, J.W. (1999): Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilisation ponds: Interactions of environmental factors with sunlight. In: Water Research, 33, S. 1220-1230.
- Davis-Colley, R.J.; Donnison, A.M.; Speed, D.J. (2000): Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. In: Water Science and Technology, 42 (10-11), S. 149-158.
- Davies-Colley, R. (2005): Pond disinfection. In: Pond treatment technology. Ed.: Shilton, A. IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 100-136.
- de Oliveira, R.; Silva, S.A.; Araujo, A.L.C.; Soares, J.; Mara, D.D.; Pearson, H.W. (1996): The performance of a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage in Northeast Brazil. Wat. Sci. Tech., Vol. 33, No. 7, S. 57-61.
- Decamp, O.; Warren, A. (1998): Bacterivory in ciliates isolated from constructed wetlands (reed beds) used for wastewater treatment. In: Water Research, 32, S. 1989-1996.
- Dederichs, A. (2007): Teichkläranlagen ertüchtigen - Extreme Mischwasserzuläufe sind für CWSBR-Verfahren kein Problem. In: WLB - Wasser, Luft und Boden, Nr. 3-4/2005, S. 26-27.
- Dederichs, A.; Koeckritz, T. (2010a): Den Level konstant halten - 10 Jahre Abwasserbehandlung nach dem CWSBR-Verfahren. In: wlb, 3/2010.
- Dederichs, A.; Koeckritz, T. (2010b): Kommunale Abwasserreinigung mit nur einem Wasserkörper: Stabilität unterm Hydroseegel. In: Entsorga Magazin, 9/2010, S. 85-86.
- DESTATIS (2012): Strukturerhebung im Dienstleistungsbereich, Architektur- und Ingenieurbüros. Berichtsjahr 2009, Herausgeber: Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, Feb. 2012.

- DWA (2008): Bewertung von Verfahrensstufen zur Abwasseraufbereitung für die Wiederverwendung. DWA-Themen, Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Mai 2008, ISBN: 978-3-940173-69-0 (ab April 2009 unter dem Titel „Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung“, ISBN: 978-3-941089-78-5).
- DWA (2012): 25. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA).
- Emerick R. W., Loge F., Thompson D., Darby J. L. (1999): Factors influencing ultraviolet disinfection performance, Part II: Association of coliform bacteria with wastewater particles. In: Water Environ. Research, Vol. 71, No. 6, S.1178-1187.
- Engelmann, E.; Bauer, H. (2007): Sind Abwasserteichanlagen noch zeitgemäß? In: 35. Abwasserseminar, Ertüchtigung von Kläranlagen. Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Nr. 192, 2007, S. 163-188.
- EPA Australia (2004): Wastewater and evaporation lagoon construction. EPA Guideline 509/04, Environment Protection Authority (EPA), Australia, March 2004.
- EUWID (2009): Steriles Wasser mit Leuchtdioden – nun auch mit ultravioletter Abstrahlung. In: Europäischer Wirtschaftsdienst (EUWID) Wasser und Abwasser, Jg. 12, Nr. 29 vom 14.07.2009.
- EUWID (2008): Laborunabhängige opto-sensorische Keimerkennung im Trinkwasser. In: Europäischer Wirtschaftsdienst (EUWID) Wasser und Abwasser, Jg. 11, Nr. 51 vom 16.12.2008.
- Feachem, R.G.; Bradley, D.J.; Garelick, H.; Mara D.D. (1983): Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Published for the World Bank by John Wiley & Sons, New York.
- Felberova, L. (2007): Performance of Waste Stabilisation Ponds during Frost Weather. Posterpräsentation auf der Konferenz „Advanced Sanitation“, 12-13. März 2007, Aachen. Kurzfassung in Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA), Bd. 206, Hrsg.: Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, S. II-7.
- Finkelstein, J. (1973): Survey of New Zealand Tank Evaporation, Journal of Hydrology N.Z., Vol. 12, No. 2, S. 119-131.
- Frank J.L., Robert W.E., Tim R.G., Jeannie L.D. (2002): Association of coliform bacteria with wastewater particles: impact of operational parameters of the activated sludge process. In: Water Research, Vol. 36, S. 41-48.
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2006): Future Potentials of Wastewater Pond Systems. Paper und Vortrag zur 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Asian Institute of Technology (AIT), 25.-27. Sept. 2006, Bangkok, Thailand.
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2007): Wastewater ponds and subsequent UV disinfection - a lean cost option for agricultural wastewater reuse. Proceedings of 6th IWA Specialist Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability (WRRS 2007), 9.-12. Oktober 2007, Antwerpen, Belgien.
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2007): Abwasserteichsysteme - Stand der Technologie und Anwendung. Vortrag auf dem Forum „Vietnamesisch-deutsche Forschungskooperation im Bereich Wasser- und Umwelttechnologie“, 19. Okt. 2007, Ho Chi Min City, Vietnam.
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2009): Advanced disinfection of wastewater ponds' effluent by UV irradiation. Proceedings of 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 26.-30. April 2009, Belo Horizonte, Brasilien.
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2010): Advanced Multi-Purpose Pond Technologies. Vortrag auf Water New Zealand's Conference 2010, 22.-24. Sept. 2010, Christchurch, Neuseeland.
- Gehring, T.; Silva, J. D.; Kehl, O.; Castilhos Jr., A. B.; Costa, R. H. R.; Uhlenhut, F.; Alex, J., Horn, H.; Wichern, M. (2010): Modelling waste stabilisation ponds with an extended version of ASM3. In: Water Science and Technology, 61 (3), S. 713-720.
- Gelzhäuser, P. (1989): Keimreduktion im Abwasser durch UV-Bestrahlung. In: KA Korrespondenz Abwasser, 1, 1989, S. 68-75.

- Gloyna, E.F.; Espino, E. (1969): Sulfide production in waste stabilization ponds. *Journal of the Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers*, 95 (SA 3), S. 607-628 (zitiert in Mara, 1997).
- Grimason, A.M.; Smith, H.V.; Thitai, W.N.; Smith, P.G.; Jackson, M.H.; Girdwood, R.W.A. (1993): Occurrence and removal of *Cryptosporidium* spp. Oocysts and *Giardia* spp. Cysts in Kenyan waste stabilisation ponds. In: *Water Science and Technology*, 27 (3-4), S. 97-104.
- Grimason, A. M.; Smith, H. V.; Young, G.; Thitai, W. N. (1996): Occurrence and removal of *Ascaris* sp. ova by waste stabilization ponds in Kenya. In: *Water Science and Technology*, 33 (7), S. 75-82.
- Grün, E.; Schmelz, K.-H.; Schild, L. (2013): Klimarelevante Emissionen des Emschersystems. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Jg. 60, Nr. 3, S. 191-200.
- GTZ/PROAGUA (2001): Tratamiento de desagües por lagunas de estabilización - Manual de operacion y mantenimiento. Betriebsleitfaden für Abwasserteiche, erstellt von T. Lampoglia, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH / Programa de Agua Potable y alcantarillado (PROAGUA), Peru, Chiclayo.
- Gujer, W. (2007): *Siedlungswasserwirtschaft*. 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN-13 978-3-540-34329-5.
- Günthert, F.W.; Reicherter, E. (2001): *Investitionskosten der Abwasserreinigung*. Oldenbourg-Verlag, München, ISBN 3-486-26507-5.
- Gutzeit, G. und Neis, U. (2007): Symbiotische Algen-Bakterien-Biomasse. In: *Korrespondenz Abwasser*, Jg. 54, Nr. 7.
- Gutzeit, G., Lorch, D., Weber, A., Engels, M.; Neis, U. (2005): Bio-flocculent algal-bacterial biomass improves low-cost wastewater treatment. In: *Water Science and Technology*, Vol. 52, No. 12, S. 9-18.
- Haber, K. (2007): Vergleich von Bemessungsansätzen aerober Abwasserbehandlungsverfahren zur Anwendung in warmen bzw. tropischen Klimaregionen, Diplomarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen, März 2007.
- Hanzon, B.D.; Vigilia, R. (1999): UV Disinfection. In: *Wastewater Technology Showcase*, Vol. 2, No. 3, S. 24-28.
- Harris, G.D.; Adams, D.; Sorensen, D.L.; Dupont R.R. (1987a): The influence of photoreactivation and water quality on ultraviolet disinfection of secondary municipal wastewater. In: *Journal of WPCF*, Vol. 59, S. 781-787.
- Harris, G.D.; Adams, D.; Sorensen, D.L.; Curtis, M.S. (1987b): Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria. In: *Water Research*, Vol. 21, S. 687-692.
- Hasselbach, R.; Vollerthun, T. (2010): Membrananlage mit belüftetem Teich - Erfahrungen nach drei Betriebsjahren. *wwt-Spezial, Membrantechnik*, 5/2010, S. 19-22.
- Hayes S.L., White K.M.; M.R. Rodgers (2006): Assessment of the Effectiveness of Low-Pressure UV Light for Inactivation of *Helicobacter pylori*. *Applied and Environmental Microbiology* 72(5): S. 3763-3765 (zitiert von Bixio und Wintgens, 2006).
- Heaven, S.; Lock, A.C.; Pak, L.N.; Rspaeve, M.K. (2003): Waste stabilisation ponds in extreme continental climates: a comparison of design methods from the USA, Canada, northern Europe and the former Soviet Union. In: *Water Science and Technology*, Vol. 48, No. 2, S. 25-33.
- Heaven, S.; Banks, C. (2005): Cold and continental climate ponds. In: *Pond treatment technology*. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 381-407.
- Hegemann, W.; Teschner, K.; Gökay, C.; Komesli, O.; Bischof, F. (2006): Verbesserung der Ablaufqualität von Abwasserteichen durch den Einsatz von Membranverfahren. In: *Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA)*, Bd. 204, 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur, 17.-18. Okt. 2006, Hrsg.: J. Pinekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.
- Heubeck, S.; Craggs, R. J.; Shilton, A. (2006): Influence of CO₂ Scrubbing from Biogas on the Treatment Performance of a High Rate Pond. *Proc. of the 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Advances in Pond Technology and Management*, 25.-27. September 2006, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.

- Hillbrecht, B.; Panning, F. (2007): Anmerkungen zur Desinfektion von Abwasser in Algenponds. Juli 2007, nicht veröffentlicht.
- Hobus, I. (2007): Dynamische Simulation von Abwasserteichen zur Beurteilung des Einflusses schwankender Umweltbedingungen auf die Reinigungsleistung. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- Huber, S.; Popp, W. (2005): Überprüfung der Abtötung bzw. Inaktivierung ausgewählter Krankheitserreger in Abwasser durch UV-Strahlung im Vergleich zur Reduktion von Fäkalindikatorbakterien und Untersuchungen zur Wiederverkeimung. Schlussbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umwelt, http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/biol_analytik_mikrobielle_oekologie/bakterien_schaedlinge/doc/krankheitserreger.pdf (zuletzt aufgerufen am 01.04.2013)
- IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K. B.; Tignor, M.; Miller, H. L. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge.
- Jiménez, B.; Mara, D.; Carr, R. and Brissaud, F. (2010): Wastewater Treatment for Pathogen Removal and Nutrient Conservation: Suitable Systems for Use in Developing Countries. In: Wastewater irrigation and health: assessing and mitigating risk in low-income countries, edited by P. Drechsel, C. A. Scott, L. Raschid-Sally, M. Redwood and A. Bahri. E-book edition published by International Development Research Centre (IDRC), ISBN 978-1-55250-475-8, http://web.idrc.ca/openebooks/475-8/#page_149 (zuletzt aufgerufen am 31.08.2011).
- Jiménez, B.; Asano, T. (2008): Water Reuse: An international survey, contrasts, issues and needs around the world, Editors: Blanca Jiménez and Takashi Asano, IWA Publishing, London, 2008, ISBN: 1843390892.
- Jiménez, B. (2012): Turning Brown Water into Green Produce: Wastewater reuse in 22 Nicaraguan cities. Technical Paper, Water and Sanitation Program, World Bank May 2012, Reprinted from Journal of Water Reuse and Desalination, Volume 1, Issue number 1, Pages 185-201, with permission from the copyright holders, IWA Publishing.
- Johnson, M.; Mara, D.D. (2005): Aerated rock filters for enhanced nitrogen and faecal coliform removal from facultative waste stabilization pond effluents. In: Water Science and Technology, Vol. 51, No. 12, S. 99-102.
- Jolis, D.; Curtis, L.; Pitt, P. (2001): Particle Effects on Ultraviolet Disinfection of Coliform Bacteria in Recycled Water. In: Water Environment Research, 73 (2), S. 233-236.
- Juanicó, M. (2005): Wastewater reservoirs. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 357-380.
- Lübken, M.; Kehl, O.; Wichern, M. (2010): Simulation von Belebungs-, Anaerob- und Teichanlagen mit dem Ansatz ASM und ADM. In: Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Bd. 2, Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, ISBN: 978-3-9810255-5-2, Kap. 4.3.3, S. 194-209.
- Kang, S.J.; Allbaugh, T.A.; Reynhout, J.W.; Erickson, T.L.; Olmstead, K.P.; Thomas, L.; Thomas, P. (2004): Selection of a UV disinfection system for a municipal wastewater treatment plant. In: Water Science and Technology, 50 (7), S. 163-169.
- Kawata, K.; Olivieri, V.P.; Kruse, C.W. (1980): Wastewater disinfection - toward a rational policy. In: Journal of WPCF, Vol. 52, S. 416-420 (zitiert von Oberg, 1995).
- Kayser, R.; Boll, R.; Müller, H.E. (1987): Quantitative Untersuchungen zur Elimination von Salmonellen durch biologische Abwasserbehandlung. In: Zbl. Bakt. Hyg., B. 184, S. 195-205 (zitiert von Oberg, 1995).
- Kehl, O.; Wichern, M.; Lübken, M.; Schultz-Fademrecht, C.; Horn, H. (2007): Modelling combined wastewater concepts under different conditions - A comparison. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA), Bd. 206, Advanced Sanitation Conf., Hrsg.: Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, März 2007, S. 24/1-24/9.
- KfW (2011): Klimaschutzfonds. Internetauftritt des KfW-Klimaschutzfonds der KfW Bankengruppe, <http://www.kfw.de/klimaschutzfonds> (zuletzt aufgerufen am 31.07.2011).

- Kuba, M. (1998): Erfahrungen beim Betrieb kleiner Kläranlagen. In: KA-Betriebsinfo, Jg. 28, Nr. 1.
- Lavoie, A.; de la Noue, J. (1986): Harvesting of *Scenedesmus obliquus* in wastewaters: Auto- or Bio-flocculation? *Biotechnology and Bioengineering*, 30, S. 852-859 (zitiert in Park et al., 2010).
- Lazarova, V. (2001) Recycled Water: Technical-Economic Challenges for its Integration as a Sustainable Alternative Resource. *Proc. of UNESCO Int. Symp. Les frontières de la gestion de l'eau urbaine: impasse ou espoir?*, Marseilles, 18-20 June 2001.
- Lazarova V. (2004): O and M of disinfection systems and quality control. *Intl. Workshop on Implementation and Operation of Municipal Wastewater Reuse Plants*, 11.-12. March 2004, Thessaloniki, Greece.
- Lemmer, H.; Griebe, T.; Flemming, H.-C. (1996): *Ökologie der Abwasserorganismen*. Springer, ISBN 3540604022.
- Lenz, A. (1997): Abwasserreinigung in Kombination mit dem Anbau von Rohrkolben als nachwachsendem Rohstoff. In: *Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement*, Bd. 19, Hrsg.: K.-U. Rudolph, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke (jetzt: Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH).
- Leonard, M.; Weaver, L. (2009): Virus removal in waste stabilisation ponds. Präsentation anlässlich eines Besuchs bei der Ruhr-Universität Bochum im Oktober 2009, unveröffentlicht.
- Leonhard, D.; Dittrich, A. (1996): Leistungssteigerung von Abwasserteichen durch strömungstechnische Optimierung. In: *Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement*, Bd. 19, Hrsg.: K.-U. Rudolph, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke (jetzt: Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH).
- LfU (2011): Umsetzung der EG-Kommunalabwasserrichtlinie in Bayern, Lagebericht 2010. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg (zitiert von Rameseder, 2011).
- Lindenauer, K.G.; Darby, J.L. (1994): Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. In: *Water Research*, Vol. 28, No. 4, S. 805-817.
- Ludwig, H.F. and Oswald, W.J. (1952): Role of algae in sewage oxidation ponds. In: *The Scientific Monthly*, January 1952 (zitiert von Mara, 2009)
- Manage, P.M.; Kawabata, Z.; Nakano, S.; Nishibe, Y. (2002): Effects of heterotrophic nanoflagellates on the loss of virus-like particles in pond water. In: *Ecolog. Research*, 17, S. 473-479.
- Mara, D.D. (1975): Proposed design for oxidation ponds in hot climates. In: *Journal of Environmental Engineering Division, ASCE*, 101 (EE2), S. 296-300 (zitiert von Shilton und Mara, 2005).
- Mara, D.D. (1976): *Sewage Treatment in Hot Climates*, Department of Civil Engineering University of Dundee Scotland; John Wiley & Sons, London, New York, Sydney, Toronto, 1976.
- Mara, D.D.; Silva, S.A. (1986): Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilization ponds. In: *Journal of Tropical Medicine Hygiene*, 98, S. 71-74.
- Mara, D.D. (1997): Design manual for Waste Stabilization Ponds in India. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, Onlinezugriff: University of Leeds, <http://www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/WSPmanualindia.html> (zuletzt aufgerufen am 01.04.2013).
- Mara, D.D.; Pearson, H. W.; Oragui, J. I.; Cawley, L. R.; de Oliveira, R.; Silva, S. A. (1997): Wastewater storage and treatment reservoirs in Northeast Brazil. *TPHE Research Monograph No. 12*, School of Civil Engineering, University of Leeds.
- Mara, D.D.; Pearson, H. (1998): *Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries*. Lagoon Technology International, Leeds, UK.
- Mara, D.; Pearson, H.; Oragui, J.; Arridge, H.; A Silva, S. (2001): Development of a new approach to waste stabilization pond design. *Research Monograph No. 5*, School of Civil Engineering, University of Leeds.
- Mara, D.D. (2004): *Domestic wastewater treatment in developing countries*, Earthscan, London.
- Mara, D.D. (2005): Pond process design – a practical guide. In: *Pond treatment technology*. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 168-187.
- Mara, D.D. (2006a): *Natural Wastewater Treatment, CIWEM Manual of Practice*, London: Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM), ISBN 1-870752-82-1.

- Mara, D.D. (2006b): Septic tanks, baffled fac. ponds and aerated rock filters - low-cost treatment system, E-Water, paper 2006/19.
- Mara, D.D. (2006c): Constructed Wetlands are not a viable Alternative or Addition to Waste Stabilization Ponds. Proc. of the 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Advances in Pond Technology and Management, 25.-27. September 2006, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- Mara, D.D. (2009): Waste Stabilization Ponds: Past, Present and Future. Keynote Speech, 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 26.-30. April 2009, Belo Horizonte, Brasilien, <http://www.acquacon.com.br/ponds2009/en/download.php> (zuletzt aufgerufen am 01.04.2013).
- Marais, G. (1974): Faecal bacteria kinetics in stabilisation ponds; In: Journal of the Env. Eng. Division, ASCE, 100 (EE1), S. 119-139 (u. a. zitiert von Mara, 2009).
- Martin, J.; Craggs, R. (2010): Gasification and Production of Biochar from Wastewater Grown Algae. Proceedings of Water New Zealand's Conference 2010, 22.-24. Sep. 2010, Christchurch, Neuseeland.
- Maynard, H.E.; Ouki, S.K.; Williams, S.C. (1999): Tertiary lagoons: A review of removal mechanisms and performance. In: Water Research, 33, S. 1-13.
- Mayo, A.W. (1995): Modelling Coliform Mortality in Waste Stabilisation Ponds. In: Journal of Environmental Engineering Division, ASCE, 121, S. 140-152.
- McCann, B. (2011): Increasing reuse and energy potential with high rate algal ponds. Water21, Oktober 2011, S. 26-30.
- McGarry, M.; Pescod, M. (1970): Stabilization pond design criteria for tropical Asia, Second Int. Symposium for waste, Treatment Lagoons, Kansas, USA, 1970.
- Mechsner, K.; Fleischmann, T. (1990): Ultraviolett-desinfektion des Wassers und bakterielle Wiederverkeimung. In: Gas - Wasser - Abwasser, Nr. 6, 1990.
- Medina-Rodriguez, M.; Neis, U. (2006): Symbiotic Algal Bacterial Wastewater Treatment: Effect of Food to Microorganism Ratio and Hydraulic Retention Time on the Process Performance. Proc. of the 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Advances in Pond Technology and Management, 25.-27. September 2006, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- Melbourne Water (2005): Essential Facts: Methan Covers. Melbourne Water, September 2005.
- Meß, R.; Bernatzky, C.; Kolisch, G. (2011): Klimarelevante Emissionen beim Betrieb abwassertechnischer Anlagen - Das Beispiel der hanseWasser Bremen GmbH. In: KA, Jg. 58, Nr. 7, Juli 2011, S. 656-661.
- Metcalf & Eddy (2003): Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. 4th ed., International Edition, McGraw-Hill, New York, ISBN 0-07112250-8.
- Metting, B.; Rayburn, W.R.; Reynaud, P.A. (1988): Algae and Agriculture. In: Algae and human affairs, Ed.: Lembi, C. and Waaland, J.R., Cambridge University Press, NY, S. 335-337.
- Middlebrooks, E.J.; Middlebrooks, C.H.; Reynolds, J.H.; Watters, G.Z.; Reed, S.C.; George, D.B. (1982): Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading. Macmillan Publishing, New York (zitiert in Mara, 2004).
- Middlebrooks, E. J.; Adams, V. D.; Bilby, S.; Shilton, A. (2005): Solid removal and other upgrading techniques. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 218-249.
- Ministry of Urban Development (1995): Manual on Sewerage and Sewage Treatment, 2nd edition, December 1993, Ministry of Urban Development, Central Public Health and Environmental Engineering Organisation, New Delhi, India.
- Moeller, J.R.; Calkins, J. (1980): Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. In: Journal of the Water Pollution Control Federation, 52, S. 2442-2451.
- Moraine, R.; Shelef, G.; Meydan, A.; Levi, A. (1979): Algal single cell protein from wastewater treatment and renovation process. Biotechnology and Bioengineering, 21, S. 1191-1207 (zitiert in Park et al., 2010).

- Müller, K.; Bleisteiner, S.; Pirchner, A.; Gnirss, R.; Hübner, M. (2009): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. In: KA - Abwasser, Abfall, 56 (6), S. 593-599.
- Nelle, T. (1994): Abwasserdesinfektion mit UV-Licht und Ozon unter Einbeziehung der vorgeschalteten Reinigungsstufen. Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement, Bd. 11, Hrsg.: K.-U. Rudolph, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke (jetzt: Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH).
- Nelson, K.L. (2000): Ultraviolet light disinfection of wastewater stabilization pond effluents. In: Water Science and Technology, Vol. 42, No. 10-11, S. 165-170.
- NIWA (2010): Interne Präsentation, unveröffentlicht, National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd Neuseeland, Sept. 2010.
- Nowak, J.; Heise, B. (2007): Naturnahe Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen und Teichkläranlagen. DWA-Kommentar zum DWA-Regelwerk, Hrsg.: DWA, Hennef, Oktober 2007.
- NZWAA (2005): Oxidation Pond Guidelines 2005 Draft, New Zealand Water and Wastes Association.
- Oberg, C. (1995): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser mit UV-Licht und Ozon und ihre Nebenwirkungen. Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement, Bd. 13, Hrsg.: K.-U. Rudolph, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke (jetzt: Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH).
- Ohgaki, S.; Ketatanakul, A.; Prasertsom, U. (1986): Effect of sunlight on coliphages in an oxidation pond. In: Water Science and Technology, 18 (10), S. 37-46.
- Ohgaki S. (2005): Ultraviolet light disinfection technology and photoreactivation – complex effect of UV and microorganisms. Proc. IWA Conf. Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability, 8.-11. November 2005, Jeju, Korea (zitiert von Bixio und Wintgens, 2006).
- Oswald, W.J. (1991): Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. In: Water Science and Technology, 24 (5), S. 1-7.
- Oswald, W. J.; Green, F.B.; Lundquist, T.J. (1994): Performance of methane fermentation pits in advanced integrated wastewater pond systems. In: Water Science and Technology, 30 (12), S. 287-295.
- Oswald, W.J. (1996): A syllabus on Advanced Integrated Wastewater Pond systems. American Society of Civil Engineers, Notes from ASCE course on Wastewater treatment with Advanced Integrated Wastewater Pond systems (AIWPS) and Constructed wetlands (zitiert in Craggs, 2005b).
- Otis, C. H. (1914): The transpiration of emersed water plants: its measurement and its relationships. Bot. Gaz. 58, S. 457-494.
- Oufdou, K.; Mezrioui, N.; Oudra, B.; Loudiki, M.; Barakate, M.; Sbiyya, B. (2001): Bioactive compounds from *Pseudanabaena* species (Cyanobacteria). In: Microbios, 106, S. 21-29.
- Pahl, S.; Hegemann, W. (1998): Vergleich von Bemessungsverfahren von natürlich belüfteten Abwasserteichen, gwf Wasser Abwasser 139, Nr. 4, S. 198-203.
- Pano, A.; Middlebrooks, E.J. (1982): Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54 (4), S. 344-351.
- Parhad, N.M.; Rao, N.U. (1962): Effect of pH on Survival of *Escherichia coli*. Journal of WPCF, Vol. 34, S. 149-161.
- Park, J.; Craggs, R. J. (2006): Biogas Production from Anaerobic Waste Stabilisation Ponds treating Domestic, Dairy and Piggery Wastewater in New Zealand. Proc. of the 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Advances in Pond Technology and Management, 25.-27. Sep. 2006, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- Park, J. B. K.; Craggs, R. J.; Shilton, A.N. (2010): Enhancing algal dominance and harvestability from wastewater treatment high rate algal ponds. Proceedings of Water New Zealand's Conference 2010, 22.-24. Sep. 2010, Christchurch, Neuseeland.
- Pearson, H. (2005): Microbiology of waste stabilisation ponds. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 14-48.

- Pearson, H.W., Mara, D.D., Cawle, L.R., Arridge, H.M.; Silva, S.A. (1996): The performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loadings. In: *Water Science and Technology* 33(7), S. 63-73.
- Peterson, C., Mostafa, A.; Godin, J. (2007): Saving the world – Carbon funds are designed to help reduce global emissions of greenhouse gases. In: *WE&T*, Dec. 2007, S. 47-53.
- Pettygrove, G.S.; Asano, T. (1985): *Irrigation with reclaimed municipal wastewater – A guidance manual*. Lewis Publishers Inc., Chelsea, 1985.
- Picot, B.; Paing, J.; Sambuco, J.P.; Costa, R.H.; Rambaud, A. (2003): Biogas production, sludge accumulation and mass balance of carbon in anaerobic ponds. In: *Water Science and Technology*, 48 (2), S. 243-250.
- Pommepuy, M.; Rudolph, K.-U. (1999): Comparative evaluation of UV, O₃ and PAA for waste water disinfection. In: *European Water Management*, Vol. 2, No. 3.
- Popp, W. (1978): Der Einsatz von UV-Strahlung bei der Nachbehandlung von biologisch vorgereinigtem Abwasser. In: *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie*, Bd. 29, S. 183-194.
- Popp, W. (1991): Notwendigkeit und Grenzen der Abwasserdesinfektion im Rahmen weitergehender Abwassereinigung. In: *KA - Korrespondenz Abwasser*, 2, 1991, S. 242-246.
- Popp, W. (2002): Hygienische Anforderungen an gereinigtes Abwasser zur Bewässerung. In: *Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA)*, Bd. 188, 35. Essener Tagung vom 20.-22.03.2002, Hrsg.: Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.
- Rafter, D. (2006): New tools in the battle against algae. *Onsite Water Treatment*, Sep./Oct. 2006, S. 40-47.
- Rameseder, J. (2011): Leistungssteigerung bei Abwasserteichen. In: *Tagungsband zu DWA-Landesverbandstagung Bayern*, 26.-27.10.2011, Würzburg, Hrsg.: DWA-Landesverband Bayern, München, S. 170-181.
- Remy, C.; Lesjan, B.; Hartmann, A. (2001): Die Methodik der Ökobilanz zur ganzheitlichen Erfassung des Energieverbrauchs in der Abwasserreinigung. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Jg. 58, Nr. 6, S. 572-576.
- Rose, P.D. (2002): Salinity, sanitation and sustainability, A study in environmental biotechnology and integrated wastewater beneficiation in South Africa, Volume 1: Overview. Salinity, sanitation and sustainability, Vol. 1, WRC Report No. TT 187/02, Juli 2002.
- Rose, P.D.; Hart, O.O.; Shipin, O.; Ellis, P.J. (2002a): Integrated algal ponding systems and the treatment of domestic and industrial wastewater, Part 1: The AIWPS Model. Vol. 3, WRC Report No. TT 190/02.
- Rott, U.; Schöler, A. (2001). Untersuchungen über den Einfluss von suspendierten Stoffen und deren Partikelgrößenverteilung auf die Desinfektionswirkung einer UV-Anlage. Schlussbericht zum BMBF-geförderten Vorhaben 02WA9742/1, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart.
- RUB (2010): Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 2. Erstellt im Rahmen eines BMBF-geförderten Verbundvorhabens. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum (RUB), Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. ISBN: 978-3-9810255-5-2. Erhältlich unter http://dbs-lin.ruhr-uni-bochum.de/wasserverbund/pdfs/leitfaden_kompl.pdf (zuletzt aufgerufen am 01.09.2013).
- Ruck, C.; Dederichs, A.; Brinke-Seiferth, S.; Sekoulov, I. (2002): Modifiziertes SBR-Verfahren zur Erweiterung bestehender Teichkläranlagen. In: *WLB - Wasser, Luft und Boden*, Nr. 5/2002, S. 34-38.
- Rudolph, K.-U.; Nelle, T.; Oberg, C. (1992): Disinfection of wastewater by ultraviolet-irradiation and ozonation. In: *Joint German-Israeli Workshop on Water Technology – Proceedings*, Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, 15. - 16. September 1992, Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- Rudolph, K.-U.; Oberg, C.; Nelle, T. (1993): Stand der Technik bei der Desinfektion von Abwasser und Schwerpunkte der Forschung. In: *gwf Wasser Abwasser*, Heft 1/93, S. 1-9.

- Rudolph, K.-U.; Böttcher, J.; Nelle, T. (1994a): Parameter für die Regelung einer UV-Anlage zur Desinfektion von Abwasser. In: *gwf Wasser Abwasser*, 135, Nr. 9.
- Rudolph, K.-U.; Nelle, T.; Oberg, Ch. (1994b): Zur erforderlichen UV-Mindestdosis bei der Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. In: *Korrespondenz Abwasser*, Jg. 41, Nr. 12.
- Rudolph, K.-U. (1999): Abwasserhygienisierung mittels UV und Ozon. In: *Korrespondenz Abwasser*, Jg. 46, Nr. 6.
- Rudolph, K.-U.; Staffel, U. (1998): Leistungssteigerung von Abwasserteichen durch biologische Maßnahmen, Einsatz von adaptiertem Zooplankton. In: *awt, Abwassertechnik*, Heft 2/1998, S. 47-51.
- Rudolph, K.-U. (2005): Enhancement of biological wastewater purification with lamella separation. In: *AsianWater*, ISSN 0218-4540, Vol. 21, No. 2, March 2005, S. 16-18.
- Rudolph, K.-U. (2006a): Decentralised Wastewater Stations. Vortrag auf dem 1st WEDECO Technological Symposium, 27.04.2006, Bielefeld, Veranstalter: WEDECO AG.
- Rudolph, K.-U.; Lüchtenborg, P.; Michel, K. (2006b): Affordable Treatment and Disinfection Options for Agricultural Wastewater Reuse. Vortrag auf dem 21th Annual WateReuse Symposium, Veranstalter: WateReuse Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 13.09.2006, Hollywood, USA.
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T.; Soud, R. (2007): Decentralized Raw Sewage Utilisation for Irrigation of Green Areas in Arid Cities. Proceedings zur 6th IWA Specialist Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability (WRRS 2007), 9.-12. Oktober 2007, Antwerpen, Belgien.
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T.; Harbach, M. (2009): Economic criteria and parameters to evaluate wastewater pond systems. Paper und Vortrag zur 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 26.-30. April 2009, Belo Horizonte, Brasilien.
- Rudolph, K.-U.; Harbach, M. (2010): Angepasste ökonomische Methoden. In: *Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung*, Bd. 2. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. ISBN: 978-3-9810255-5-2, Kapitel 4.2, S. 178-187.
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T. (2010): Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen. Schlussbericht zum Vorhaben „Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen in Abhängigkeit von den länderspezifischen Einflussfaktoren“, BMBF-Förderkennzeichen 02WA0543, Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH, Juni 2010.
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T. (2010a): Bemessung und Betrieb von Abwasserteichen. In: *Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung*, Bd. 2. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. ISBN: 978-3-9810255-5-2, S. 72-85.
- Rudolph, K.-U.; Bombeck, M. (2010): Stufenausbaukonzepte. In: *Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern, Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung*, Bd. 2. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. ISBN: 978-3-9810255-5-2, Kapitel 4.4, S. 224-241.
- Saqqar, M.M.; Pescod, M.B. (1991): Microbiological performance of multi stage stabilization ponds for effluent use in agriculture. In: *Water Science and Technology*, 23 (7-8), S. 1517-1524.
- Saracho, M.; Rodríguez, N.; Luque, V.; Rodríguez, C.; Iriarte, A.; Plaza, G. (2005): Estudio del comportamiento de lagunas de estabilizacion de efluentes: Modelo de regresion temperatura aire-agua. In: *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, Vol. 9, Argentinien, ISSN 0329-5184.
- Schmidtlein, F.; Orth, H. (2010): Einsatzbedingungen und Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser. Schlussbericht zum BMBF-geförderten Vorhaben 02WA0583, Ruhr-Universität Bochum.

- Schöler, A. (2004): Untersuchungen zum Einfluss der suspendierten Stoffe auf die UV-Desinfektion von Kläranlagenabläufen. In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jg. 51, Nr. 4, S. 382-389.
- Shilton, A.; Harrison, J. (2003): Guidelines for the Hydraulic Design of Waste Stabilisation Ponds. Hrsg.: Massey University, Institute of Technology and Engineering, Palmerston North, New Zealand, ISBN 0-473-08735-9.
- Shilton, A. (Hrsg.) (2005): Pond Treatment Technology. Integrated Environmental Technology Series, IWA Publishing, London, ISBN: 1-84339-020-5.
- Shilton, A.; Mara, D. (2005): Pond process design – an historical review. In: Shilton, 2005, S. 145-167.
- Shilton, A.N.; Mara, D.D. (2005b): CFD modeling of baffles for optimizing tropical waste stabilization pond systems. In: Water Science and Technology, Vol. 51, No. 12, S. 103-106.
- Shilton, A.; Sweeney, D. (2005): Hydraulic design. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 1-13.
- Shilton, A.; Walmsley, N. (2005): Introduction to pond treatment technology. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 66-76.
- Shilton, A.N.; Mara, D.D.; Craggs, R.; Powell, N. (2008): Solar-powered aeration and disinfection, anaerobic co-digestion, biological CO₂ scrubbing and biofuel production: the energy and carbon management opportunities of waste stabilisation ponds. In: Water Science and Technology, 58 (1), S. 253–258.
- Shipin, O.; Meiring, P.; Rose, P. (1998): PETRO system: A low-tech approach to the removal of wastewater organics (incorporating effective removal of micro-algae by the trickling filter). In: Water SA (ISSN 0378-4738), Vol. 24, No. 4, October 1998, S. 347-354.
- Shipin, O.; Meiring, P. (2002): Financial constraints in wastewater treatment: Is there a solution? Präsentation auf der IMESA-Konferenz 2001 in Südafrika, Oktober 2001.
- Shipin, O.; Meiring, P. (2005): Pond(s) integrated with trickling filter and activated sludge process. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 100-136.
- Silva, S.A.; Oliveira, R.; Mara, D.D. (1996): Performance of waste stabilization ponds in Northeast Brazil. Research Monograph in Tropical Public Health Engineering No. 9, Leeds University, UK.
- Soud, R. (2013): UV Irradiation to Reduce Pathogenic Risks from Different Wastewaters for Irrigation. Dissertation an der Universität Witten/Herdecke, Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement, Bd. 30, Hrsg.: K.-U. Rudolph, IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH.
- Steven, W. H. (1980): Quantitative aspects of photoreactivation in *Escherichia coli* following exposure to ultraviolet light. Master of science special problem report, Department of Civil Engineering, University of Illinois, Urbana.
- Sukias, J.; Craggs, R. (2006): Enhanced Methane Yields from Microalgal Digestion with Various Pre-Treatments. Proc. of the 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Advances in Pond Technology and Management, 25.-27. September 2006, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- Thyen, E.; Mecke, P.; Pasch, J. (1993): Betriebserfahrungen mit der UV-Bestrahlung von biologisch gereinigtem Abwasser (Operational experiences with UV irradiation of biologically purified wastewater). In: Wasser+Boden, Nr. 5, 1993, S. 333-351.
- TLG (1982): TLG 28722/01, Gruppe 188000, Abwasserbehandlung in natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen - Anwendung und Bemessung. Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, Berlin, DDR (zitiert u.a. in Barjenbruch und Erler, 2004).
- Uhlmann, D.; Schwarz, S. (1980): Berechnung der biochemischen Abbauleistung bei der Teichbehandlung von häuslichem Abwasser. In: Wasserwirtschaft Wassertechnik, 30, Nr. 8, S. 285-288 (zitiert in Haber, 2007).
- UNEP (1999): Planning and management of lakes and reservoirs: An integrated approach to eutrophication. IETC Technical Publication Series No 11, International Environmental Technology Centre, United Nations Environmental Programme, Japan.

- UNFCCC (2011): CDM. Internetauftritt der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), <http://cdm.unfccc.int> (zuletzt aufgerufen am 30.07.2011).
- UN (2010): The Millennium Development Goals Report 2010. United Nations, New York, <http://www.un.org/millenniumgoals/pdf/MDG%20Report%202010%20En%20r15%20-low%20res%2020100615%20-.pdf> (zuletzt aufgerufen am 01.04.2013).
- U.S. EPA (1983): EPA Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds. EPA 625/1-83/015, United States Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, USA.¹
- U.S. EPA (1986): EPA Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection. EPA/625/1-86/021, United States Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA (1992): Ultraviolet Disinfection Technology Assessment, Report 832-R-92-00. United States Environmental Protection Agency, Chicago, USA.
- U.S. EPA (1999): Wastewater Technology Fact Sheet: UV Disinfection. EPA 832-F-99-064, United States Environmental Protection Agency, Sept. 1999.
- U.S. EPA (2002): Wastewater Technology Fact Sheet: Facultative Lagoons. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Sept. 2002.
- U.S. EPA (2003): Ultraviolet Disinfection Guidance Manual. Draft June 2003, EPA 815-D-03-007, United States Environmental Protection Agency, Washington, USA.
- U.S. EPA (2004): Guidelines for Water Reuse. EPA/625/R-04/108, United States Environmental Protection Agency, Produced by Camp Dresser & McKee Inc. for U.S. Environmental Protection Agency, Washington, USA, Sept. 2004.
- U.S. EPA (2011): Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers. EPA/600/R-11/088, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, August 2011.
- van der Steen, N.P. (2003): Wastewater Stabilisation Ponds. Lecture note, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands, Januar, 2003.
- van der Steen, N.P.; Nakiboneka, P.; Mangalika, L.; Ferrer, A.V.M.; Gijzen, H.J. (2003): Effect of duckweed cover on greenhouse gas emissions and odour release from waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 48, 2, S. 341-348.
- VDMA (2013): Deutsche Exporte von Apparaten zum Filtrieren oder Reinigen von Wasser nach Wirtschaftsregionen 2012. Daten, Fakten zur Wasser- und Abwassertechnik, Hans Birle, 22.03.2013.
- Vietinghoff, H. (2002): Die Verdunstung freier Wasserflächen – Grundlagen, Einflussfaktoren und Methoden der Ermittlung. *Ufo Naturwissenschaft*, Band 201, 1. Aufl., Allensbach: UFO, Atelier für Gestaltung und Verlag, März 2002, ISBN 3-930803-82-8.
- von Sperling, M. (1996): Comparison Among the most Frequently Used Systems for Wastewater Treatment in Developing Countries. *Water Science and Technology*, Vol. 33, No. 3, S. 59–72.
- von Sperling, M. (1999): Performance evaluation and mathematical modelling of coil-form die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds, In: *Water Research*, Vol. 33, No. 6, S. 1435-1448.
- von Sperling, M. (2007): Waste Stabilisation Ponds. *Biological Wastewater Treatment Series*, Vol. 3, IWA Publishing, London, 2007, ISBN: 1-84339-163-5.
- von Sperling, M.; Chernicharo, C.A.L. (2005): *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. Vol. 1. Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Brazil. IWA Publishing, London.
- Wallace, J.R. (2007): Stormwater management and mosquito ecology. *Stormwater*, www.stormwater20.com, March/April 2007, S. 20-46.

¹ Viele (auch sehr alte) Publikationen der U.S. EPA sind als digitale Kopien kostenlos erhältlich über das National Service Center for Environmental Publications (NSCEP) unter <http://www.epa.gov/nscep/index.html>.

- Walmsley, N.; Shilton, A. (2005): Solids and Organics. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 66-76.
- Watters, G.; Mangelson, K.; George, R. (1973): The Hydraulics of Waste Stabilization Ponds. Research Report, Utah Water Research Laboratory, College of Engineering, Utah State University; Utah, USA.
- WEFTEC (2008): Minutes and Presentations of Algae to Biofuels Meeting at WEFTEC'08, 22. Oct. 2008, Chicago.
- Weaver, L.; Skinner, A.; Webber, J.; Davies-Colley, R.; Leonard, M. (2010): The "dark side" of virus removal by Waste Stabilisation Ponds. Presentation at the Water New Zealand's Annual Conference on 22.-24 Sep. 2010 in Christchurch, Neuseeland.
- Whitby, G. E.; Palmateer, G.; Cook, W. G.; Maarschalkerweerd, J.; Huber, D.; Flood, K. (1984): Ultra-violet Disinfection of Secondary Effluent. In: Journal of. Water Pollut. Control Fed., Vol. 56, No. 7, July 1984, S. 844-850.
- Witthauer, D.P. (1980): Biocoenosis and degradation in model wastewater treatment plants. In: Eur. Journal of Applied Microbiol. Biotechnology, 9, S. 151-163 (zitiert von Oberg, 1995).
- WHO (1989): Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Technical Report Series 778, World Health Organisation (WHO), Geneva. Ersetzt durch WHO (2006).
- WHO (2006): Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Vol. 2: Wastewater use in agriculture. World Health Organization (WHO), Geneva, ISBN 92-4-154683-2.
- Wicht, H. (1996): N₂O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 58, Hrsg.: Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e.V., ISSN 0934-9731.
- Yáñez, F. (1993): Lagunas de estabilización, Teoría, diseño y mantenimiento, ETPA, Cuenca, Ecuador (zitiert bei von Sperling, 2007).
- Yáñez, F. (2000): Aspectos destacados en la tecnología de lagunas de estabilización, Seminario internacional, tratamiento de aguas servidas, organizado por la division de aguas servidas Diase Asociación internacional de ingeniería sanitaria y ambiental AIDIS. 30.11.-02.12.2000, Porto Alegre, Brasilien (zitiert bei von Sperling, 2007).

Technisches Regelwerk und Normen (soweit im Text benannt)

DWA-Regelwerk

- ATV-A 200 (1997): Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten. Arbeitsblatt, Ausgabe: Mai 1997, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef.
- DWA-A 201 (2005): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen. Arbeitsblatt, Ausgabe: August 2005, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef.
- ATV-M 205 (1998): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Merkblatt, Ausgabe: Juli 1998, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef (wurde 2013 zurückgezogen und durch DWA-M 205 vom März 2013 ersetzt).
- DWA-M 205 (2013): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Merkblatt, Ausgabe: März 2013, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef.
- DWA-A 262 (2006): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. Arbeitsblatt, Ausgabe: März 2006, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef.
- ATV-M 271 (1998): Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. Merkblatt, Ausgabe: September 1998, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef.

DWA-M 361 (2010): Aufbereitung von Biogas. Merkblatt, Ausgabe: Oktober 2011, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef.

DIN-Normen

DIN 5031-10: 2000-03, Strahlungsphysik im optischen Bereich und Lichttechnik, Teil 10: Photobiologisch wirksame Strahlung, Ausgabe: März 2000, Bezug: Beuth Verlag, Berlin.

DIN 19650: 1999-02, Bewässerung, Hygienische Belange von Bewässerungswasser, Ausgabe: Febr. 1999, Bezug: Beuth Verlag, Berlin.

DIN 19684-10, 2009-01, Bodenbeschaffenheit - Chemische Laboruntersuchungen - Teil 10: Untersuchung und Beurteilung des Wassers bei Bewässerungsmaßnahmen, Ausgabe: Jan. 2009, Beuth Verlag, Berlin.

DIN 38411-6: 1991-06, Nachweis von Escherichia coli und coliformen Keimen (K 6), Ausgabe: Juni 1991, Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 1085: 2007-05, Abwasserbehandlung – Wörterbuch, Dreisprachige Fassung, Ausgabe: Mai 2007, Bezug: Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 12255-5: 1999-12, Kläranlagen, Teil 5: Abwasserbehandlung in Teichen, Deutsche Fassung EN 12255-5:1999, Ausgabe: Dez. 1999, Bezug: Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 12255-14: 2004-03, Kläranlagen, Teil 14: Desinfektion, Deutsche Fassung EN 12255-14: 2003, Ausgabe: März 2004, Bezug: Beuth Verlag, Berlin.

DVGW-Regelwerk

DVGW W 290 (2005): Trinkwasserdesinfektion - Einsatz. und Anforderungskriterien, Arbeitsblatt Ausgabe: Februar 2005, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), Bonn.

DVGW W 294 (1997): UV-Desinfektionsanlagen für die Trinkwasserversorgung - Anforderungen und Prüfung, Arbeitsblatt, Ausgabe: Oktober 1997 (ersetzt durch neuere Ausgabe vom Juni 2006), Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), Bonn.

DVGW W 294 (2006): UV-Geräte zur Desinfektion in der Wasserversorgung, Teil 1 – 3, Arbeitsblatt, Ausgabe: Juni 2006, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), Bonn.

VDMA-Regelwerk

VDMA 24651 (2010): Verfahren zur Wasserwiederverwendung - Auswahlkriterien, Einsatzbereiche. VDMA-Einheitsblatt, Ausgabe: November 2010, Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau e.V., Frankfurt a.M., Bezug: Beuth Verlag, Berlin.

Rechtsnormen (soweit im Text benannt)

AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV). Vom 17.06.2004 (BGBl. I, S. 1108, 2625), zuletzt geändert am 31. Juli 2009 (BGBl. I, S. 2585).

Title 22, California Code of Regulations, Division 4. Environmental Health, Chapter 3. Recycling Criteria. California Department of Health Services.

Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen, 11.12.1997 (BGBl. 2002 II, 966).

Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (ABl. L 135 vom 30.5.1991, S. 40 ff.).

Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (ABl. L 275 vom 25.10.2003, S. 32-46).

Richtlinie 2004/101/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Oktober 2004 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissions-

zertifikaten in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (ABl. 338 vom 13.11.2004, S. 18-23).

Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 15.02.2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.

TrinkwV (1990): Verordnung über Trinkwasser und über Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV). Vom 05.12.1990 (BGBl. 1990, S. 2612). Seit 01.01.2003 ersetzt durch TrinkwV 2001.

TrinkwV (2001): Verordnung von Wasser für menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001). Vom 21.05.2001 (BGBl. I, S. 959), zuletzt geändert am 3. Mai 2011 (BGBl. I, S. 748).

Anhang 1: Indikatororganismen, Kennwerte zu mikrobiellen Belastungen in Abwasser

A1.1 Relevante Indikatororganismen

Abwasser enthält eine kaum zu überschauende Anzahl von pathogenen Mikroorganismen. Da die Untersuchung sämtlicher Organismen in der praktischen Anwendung nicht möglich ist, werden in der Regel ausgesuchte Indikatororganismen für die Definition von Qualitätsanforderungen und die Bestimmung der Wirksamkeit von Desinfektionsanlagen herangezogen.

Im Zusammenhang mit Abwasserreinigung von zentraler Bedeutung sind die sogenannten **Fäkalindikatorbakterien**. Diese dienen als Nachweis von fäkalen Verunreinigungen im Wasser, da sie im Darm von Warmblütern immer in großer Zahl vorkommen und darauf schließen lassen, dass auch Krankheitserreger vorhanden sein können.

Zur Bewertung der Effizienz von Desinfektionsverfahren werden die Konzentrationen der Indikator- oder Leitorganismen vor und nach der Desinfektionsanlage bestimmt. Die daraus resultierende Reduktionsrate wird in der Regel in Log-Stufen bzw. Zehnerpotenzen angegeben und stellt ein wesentliches Bewertungskriterium für die Leistungsfähigkeit eines Desinfektionsverfahrens dar. (DWA-M 205, 2013)

Tabelle A1.1 gibt einen anschaulichen Überblick über die gebräuchlichsten Indikatorbakterien. Als wichtige bakterielle Indikatoren gelten:

- **(Gesamt-)Coliforme Bakterien** (GC), die allerdings nur einen generellen Hinweis auf eine fäkale Verunreinigung geben, da sie nicht ausschließlich aus dem Darm von Warmblütern stammen und sich auch im Abwasser und Oberflächenwasser vermehren;
- **Fäkalcoliforme Bakterien** (FC) bzw. **Escherichia coli** (E. coli; EC), die als Beweis für eine fäkale Verunreinigung angesehen werden können, da sie nur im Darm von Menschen und warmblütigen Tieren vorkommen;
- **Fäkale Enterokokken**, die ebenfalls einen Beweis für eine fäkale Verunreinigung darstellen.

Die Vertreter der Gruppe der **(Gesamt-)Coliformen** gehören zur Familie der **Enterobakterien** und zeichnen sich durch gemeinsame biochemische Eigenschaften aus. Inbegriffen sind neben den typischen **Fäkalcoliformen** (z. B. die Gattungen Enterobacter und Klebsiella) auch zahlreiche Umweltkeime (z. B. die Gattungen Pantoea und Kluyvera). Entsprechend liegen die Zellzahlen der Coliformen teilweise deutlich über denen des Fäkalindikators E. coli und es gibt Abweichungen beim Eliminationsverhalten.

E. coli und coliforme Keime gehören zu den **Enterobacteriaceae**, einer Familie von gram-negativen, nicht Sporen bildenden, stäbchenförmigen Bakterien. Als coliforme Keime werden diejenigen Bakterien aus der Familie Enterobacteriaceae bezeichnet, die bei $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$ Lactose unter Gasbildung vergären können; sie gehören überwiegend den Gattungen Escherichia, Citrobacter, Enterobacter und Klebsiella an. (DIN 38411-6:1991-06)

Tabelle A1.1: Indikatorbakterien (David-Colley, 2005)

Bakterien-Gattung oder Spezies	Indikatorgruppen		
<i>Escherichia</i>	} <i>E.coli</i>	} Faekal-coliforme	} Gesamt-coliforme
<i>Klebsiella</i>			
<i>Enterobacter</i>			
<i>Citrobacter</i>			
<i>S. faecalis</i>	} Enterococci	} Faekal-streptokokken	
<i>S. faecium</i>			
<i>S. durans</i>			
<i>S. avium</i>			
<i>S. bovis</i>			
<i>S. equinus</i>			

E. coli hat sich in einer Vielzahl von Richtlinien als wesentlicher Nachweisparameter durchgesetzt (WHO, 2006). Das Bakterium eignet sich auch deshalb gut zum Nachweis fäkaler Verunreinigungen im Wasser, weil es eine im Vergleich zu anderen Enterobakterien sehr lange Überlebensdauer außerhalb des Darms aufweist und gut kultivierbar ist. So ist beispielsweise in der Neufassung der EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG die Zahl der zu kontrollierenden Parameter von ursprünglich 19 auf die zwei mikrobiologischen Indikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken reduziert worden. *E. coli* hat sich auch in der aktuellen Fassung der WHO-Guidelines zur Wasserwiederverwendung (WHO, 2006) als wesentlicher Parameter bei der Beurteilung von Maßnahmen zur Wasserwiederverwendung z. B. in der Landwirtschaft etabliert.

Neben den oben genannten enterobakteriellen Indikatoren werden u. a. auch folgende Mikroorganismen für die Beurteilung der Desinfektionswirkung von Abwasserbehandlungsanlagen herangezogen:

- **Enteroviren**, denen häufig ein ähnliches Reduktionsverhalten wie den bakteriellen Indikatoren unterstellt wird, die im Abwasserbereich aufgrund der schwierigeren Bestimmung in der Praxis aber eine vergleichsweise untergeordnete Rolle spielen.
- **Bakteriophagen**, also Viren, die Bakterien als Wirte nutzen, werden häufig stellvertretend für das Verhalten von Viren benutzt, u. a. weil ihre Bestimmung deutlich praktikabler ist.
- **Lebendzellzahlen**, die die Anzahl kultivierbarer, lebensfähiger Keime widerspiegeln. Dieser Parameter hat jedoch nur bedingten Aussagewert, da es bei der Kultivierung zum Selektionsvorteil bestimmter Mikroorganismen kommen kann bzw. nur ein Bruchteil der lebensfähigen Keime erfasst wird. **Gesamtzellzahlen** eignen sich nicht zur Bestimmung der Desinfektionseffizienz, da beim mikroskopischen Nachweis der Gesamtzellzahlen gleichermaßen lebende wie auch inaktive und abgestorbene Zellen erfasst werden.
- Die Gattung **Clostridium**, die vor allem in der Trinkwasseranalytik als Indikator für eine Belastung des Wassers mit Parasiten verwendet wird. Aufgrund der Fähigkeit zur Sporenbildung sind Vertreter dieser Gattung extrem umweltresistent und können daher zum Nachweis länger zurückliegender bzw. von periodisch wiederkehrenden fäkalen Belastungen genutzt werden.

- **Salmonellen**, als bekannte pathogene Bakterien.
- **Wurmeier** (auch als **Helmintheneier**¹ bezeichnet), deren Entfernung aus dem Abwasser insbesondere in Entwicklungsländern eine sehr wichtige Rolle spielt, da die Bevölkerung dieser Länder oftmals durch einen vergleichsweise hohen Infektionsgrad mit Würmern gekennzeichnet ist.

Grundsätzlich ist darauf hinzuweisen, dass in der mikrobiologischen Analytik erzielte Ergebnisse ausgesprochen methodenabhängig sind und Ergebnisse daher oftmals nicht direkt vergleichbar sind.

A1.2 Repräsentanz und Auswahl von Indikatororganismen

Bei der Auswahl von Indikatoren für die Beurteilung der Desinfektionswirkung eines Abwasserbehandlungsverfahrens spielt die Frage der Repräsentanz des Indikators für die Empfindlichkeit relevanter mikrobiologischer Belastungen gegenüber dem gewählten Desinfektionsverfahren eine wichtige Rolle. So lassen sich Wirkungen gegenüber einem Indikatororganismus nicht ohne weiteres auf andere Arten von Krankheitserregern (z. B. von Bakterien auf Viren und Wurmeier) übertragen. Dies ist bei Desinfektionsuntersuchungen mit Indikatororganismen unbedingt zu beachten, da die Wahl von Indikatoren häufig durch Fragen der praktischen Handhabung oder wirtschaftlichen Erwägungen bestimmt wird und die konkrete Repräsentanz dann ggf. zu prüfen ist.

Beispielsweise sind im Rahmen des Forschungsvorhabens zu Abwasserteichen und nachgeschalteten Desinfektionsanlagen (Rudolph und Fuhrmann, 2010) neben dem verbreiteten Indikatorbakterium *E. coli* u. a. auch Streptokokken und Enterokokken herangezogen worden, weil diese ein robusteres Resistenzverhalten gegenüber UV-Bestrahlung aufweisen. In Tabelle A1.2 sind Beispiele für die unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber UV-Bestrahlung einiger in behandeltem Abwasser anzutreffenden Mikroorganismen im Verhältnis zu den als Referenz gewählten gesamtcolidformen Bakterien (Total Coliforms) dargestellt. Nicht enthalten sind Wurmeier, die teilweise eine sehr viel höhere Unempfindlichkeit gegenüber UV-Bestrahlung aufweisen, als die in der Tabelle angegebenen Organismen (siehe Kapitel 8.5.6).

¹ Das Wort "Helminthe" ist aus dem griechischen Wort für "Wurm" abgeleitet und bezieht sich auf alle Arten von Würmern, sowohl die freilebenden als auch die parasitisch lebenden.

Tabelle A1.2: Relative Desinfektionseffizienz von UV-Strahlung für spezielle Keime und Indikatoren (Bixio und Wintgens, 2006, angepasst aus Metcalf & Eddy, 2003)

Organismus	Dosis relativ zur Dosis für Gesamtcolliforme (basierend auf einzelnen Organismen)
Bakterien:	
Faekalcoliforme	0,5 – 0,9
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1,5 – 2,0**
<i>Salmonella typhosa</i>	0,6 – 0,9
<i>Vibrio</i> ^[1]	< <i>salmonella spp</i>
<i>Staphylococcus aureus</i>	1,0 – 1,5
<i>Helicobacter pylori</i> ^[2]	< 1
Gesamtcolliforme (als Referenz)	1,0
Viren:	
Adenovirus	0,7 – 0,9
Coxsackie A2	1,0 – 1,5
F specific bacteriophages	0,4 – 0,8
Polio type 1	0,9 – 1,1
MS2 bacteriophages	0,9 – 1,0
Protozoa:	
<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts*	0,2 – 0,4
<i>Giardia lamblia</i> cysts*	0,2 – 0,6

[1] Cataldo et al. (2001); [2] Hayes et al. (2006); * Basierend auf Studien zur Infektiosität;

** Allerdings kann eine Dosis von 37 mWs/cm² das Wachstum für bis zu 7 Tage beschränken (Ohgaki, 2005)

A1.3 Mikrobielle Belastungen in Rohabwasser

Tabelle A1.3 und Tabelle A1.4 geben Beispiele für mikrobiologische Ausgangsbelastungen, die üblicherweise in kommunalem Abwasser gefunden werden:

Tabelle A1.3: Konzentration an Mikroorganismen in unbehandeltem Abwasser und zugehörige infektiöse Konzentrationen ^a (Metcalf & Eddy, 2003, Tab. 2-25)

Organismus	Konzentration in Rohabwasser ^b , (MPN/100ml)	Infektiöse Konz. (Anzahl Organismen) ^c
Bakterien:		
Bacterioides	10 ⁷ – 10 ¹⁰	
Coliform, total	10 ⁷ – 10 ⁹	
Coliform, fecal ^d	10 ⁶ – 10 ⁸	10 ⁶ – 10 ¹⁰
Clostridium perfringens	10 ³ – 10 ⁵	1 – 10 ¹⁰
Enterococci	10 ⁴ – 10 ⁵	
Fecal streptococci	10 ⁴ – 10 ⁷	
Pseudomonas aeruginosa	10 ³ – 10 ⁶	
Shigella	10 ⁰ – 10 ³	10 – 20
Salmonella	10 ² – 10 ⁴	10 ¹ – 10 ⁸

Organismus	Konzentration in Rohabwasser ^b , (MPN/100ml)	Infektiöse Konz. (Anzahl Organismen) ^c
<i>Einzeller (Protozoa):</i>		
Cryptosporidium parvum oocysts	$10^1 - 10^3$	1 – 10
Entamoeba histolytica cysts	$10^{-1} - 10^1$	10 – 20
Giardia lamblia cysts	$10^3 - 10^4$	< 20
<i>Helminthen:</i>		
Ova	$10^1 - 10^3$	
Ascaris lumbricoides	$10^{-2} - 10^0$	1 – 10
<i>Viren:</i>		
Enterovirus	$10^3 - 10^4$	1 – 10
Coliphage	$10^3 - 10^4$	

MPN = Most probable number

^a In Teilen angepasst übernommen von Crook (1998) und Feachem et al. (1983).

^b Werte variieren mit dem Teil der Population der in bestimmter vorgegebener Zeit abgebaut wird.

^c Infektiöse Konz. variiert mit Serotyp oder Erregerstamm des Organismus^d und dem individuellen allgemeinen Gesundheitszustand.

^d Escherichia coli (enteropathogen)

Tabelle A1.4: Durchschnittliche Größenordnungen von Keimzahlen im Zulauf von Kläranlagen (Oberg, 1995; ergänzt)

Keimart/-gruppe	Keime je 100 ml	Literaturquelle
Gesamtkeimzahl	10^9 bis 10^{10}	Witthauer 1980
Gesamtcoliforme	10^7	Kawata et al. 1980
Gesamtcoliforme	10^6 bis 10^7	Popp 1991
Gesamtcoliforme	10^7 bis 10^8	U.S. EPA 1986
Fäkalcoliforme	10^6 bis 10^7	Kawata et al. 1980
Fäkalcoliforme	10^8	Gelzhäuser 1989
Fäkalcoliforme	10^6 bis 10^7	U.S. EPA 1986
Fäkalcoliforme	10^7 bis 10^8	Rudolph et al. 1993
Fäkalcoliforme	10^6 bis 10^8	Metcalf & Eddy, 2003
Fäkalstreptokokken	10^6	Kawata et al. 1980
Salmonellen	2×10^4	Kayser et al. 1987

Die benannten Quellen sind im Literaturverzeichnis aufgeführt.

Anhang 2: Beispiele für Qualitätsanforderungen an Wasser zur Wiederverwendung

A2.1 Anforderungen in Deutschland

Neben einigen landespezifischen Regelungen in einzelnen Bundesländern (z. B. in Berlin zu Brauchwasser und in Thüringen zu Bewässerungswasser) gibt es in Deutschland keine allgemein gültigen, rechtsverbindlichen Regelungen zu Qualitätsanforderungen an die Aufbereitung von Abwasser für Zwecke der Wasserwiederverwendung.

Anhaltspunkte für die Beurteilung von aufbereitetem Abwasser für Bewässerungszwecke können ansatzweise DIN 19650 (1999) sowie DIN 19684-10 (2009) entnommen werden, deren Anwendungsbereich jedoch eigentlich auf Bewässerungswasser aus natürlich vorkommenden Gewässern abstellt. Ein vergleichbarer Ansatz liegt auch den landeseigenen „Empfehlungen für die Untersuchung und Bewertung von Wasser zur Bewässerung von gärtnerischen und landwirtschaftlichen Fruchtarten in Thüringen“ von 2003 zugrunde, siehe Abdruck im DWA-M 205 von 2013. Die Beurteilung des Bewässerungswassers gemäß **DIN 19650** erfolgt nach den mikrobiologischen Kenngrößen in Tabelle A2.1. Bei besonderen Verdachtsfällen und wenn die in der Tabelle aufgeführten Werte überschritten werden, können als Bewertungsgrundlage weitere Untersuchungen herangezogen werden, die auch in der Umweltüberwachung als Anzeiger von Abwasserbelastungen eingesetzt werden und indirekt Aussagen über das Risiko einer möglichen Gesundheitsgefährdung erlauben. Besondere Vorsicht ist laut DIN 19650 geboten, wenn die Wasserbeschaffenheit folgende Kriterien erfüllt:

- Saprobienindex über 2,3
- Ammoniumgehalt über 1mg/l
- BSB₅ über 10 mg/l
- CSB über 60 mg/l

In diesem Fall muss laut DIN 19650 damit gerechnet werden, dass die in Tabelle A2.1 zugrunde gelegten mikrobiologischen Kenngrößen fehlerbehaftet sind, dadurch dass beispielsweise wegen toxischer Einflüsse eine zu geringe Koloniezahl ermittelt und damit eine potenzielle Gesundheitsgefährdung unterschätzt wird.

Bei nicht hinreichender Beschaffenheit des Bewässerungswassers schlägt die DIN 19650 als „Zwischenbehandlung“ die Zwischenspeicherung in einem Teich oder Kleinspeicher sowie bewachsene Bodenfilter und Sandfilter vor. Laut der Norm nicht zulässig ist die Verwendung von Bewässerungswasser, dessen hygienisch-mikrobiologische Unbedenklichkeit durch Desinfektion von verunreinigtem Wasser mittels chemischer Verbindungen oder radioaktiver Bestrahlung erreicht wurde. Soweit man im Anwendungsbereich der Norm tätig wird, ist dieser Aspekt auch bei der Verfahrensauswahl für die gezielte Desinfektion von Abwasser von Interesse (siehe auch Kapitel 8.4) – bei Literaturrecherchen zu Anforderungen an Bewässerungswasser in anderen Ländern konnten diese Einschränkungen in der Regel jedoch nicht festgestellt werden.

Tabelle A2.1: Hygienisch-mikrobiologische Klassifizierung und Anwendung von Bewässerungswasser (DIN 19650: 1999-02, Tab.1)

Eignungs- klasse	Anwendung	Fäkal- streptokokken- Koloniezahl/ 100 ml (nach TrinkwV (1990) bzw. Badegewäs- serrichtlinie ¹⁾)	E. coli- Koloniezahl/ 100 ml (nach TrinkwV (1990) bzw. Badegewäs- serrichtlinie ¹⁾)	Salmo- nellen/ 1000 ml (nach DIN 38414-13)	potenziell infektiöse Stadien von Mensch- und Haustier- parasiten ²⁾ in 1000 ml
1 (Trink- wasser)	- alle Gewächshaus- und Freilandkulturen ohne Einschränkung	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar
2 ³⁾	- Freiland- und Gewächshauskulturen für den Rohverzehr - Schulsportplätze, öffentliche Parkanlagen	≤ 100 ⁴⁾	≤ 200 ⁴⁾	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar
3 ³⁾	- nicht zum Verzehr bestimmte Gewächs- hauskulturen - Freilandkulturen für den Rohverzehr bis Fruchtansatz bzw. Gemüse bis 2 Wo. vor der Ernte - Obst und Gemüse zur Konservierung - Grünland bzw. Grünfütterpflanzen bis 2 Wo. vor dem Schnitt oder der Beweidung - alle anderen Freilandkulturen ohne Ein- schränkung - sonstige Sportplätze ⁵⁾	≤ 400	≤ 2000	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar
4 ^{3),5)}	- Wein- und Obstkulturen zum Frostschutz - Forstkulturen, Polterplätze und Feucht- biotope - Zuckerrüben, Stärkekartoffeln, Ölf Früchte und Nichtnahrungspflanzen zur industri- ellen Verarbeitung und Saatgut bis 2 Wo. vor der Ernte - Getreide bis zur Milchreife (nicht zum Rohverzehr) - Futter zur Konservierung bis 2 Wo. vor der Ernte	Abwasser, das mindestens eine biologische Reinigungsstufe durchlaufen hat			- für Darm- Nematoden keine Stan- dardempfeh- lung möglich - für Stadien von Taenia: nicht nach- weisbar

1) Mikrobiologische Untersuchungen nach den für Badegewässer üblichen Verfahren; z. B. Mikrobiologische Untersuchungsverfahren von Badegewässern nach Badegewässerrichtlinie 76/160/EWG, Bundesgesundheitsblatt, 10/95, S. 358-396.

2) Soweit dies für die Sicherung der Gesundheit von Mensch und Tier erforderlich ist, kann eine Untersuchung des vorgesehenen Bewässerungswassers auf Darm-Nematoden (Ascaris- und Trichuris-Arten sowie Hakenwürmer) und/oder Bandwurm-Lebensstadien (insbesondere Taenia) nach WHO-Empfehlung (WHO, 1989) angeordnet werden.

3) Wenn durch das Bewässerungsverfahren eine Benetzung der zum Verzehr geeigneten Teile der Ernteprodukte ausgeschlossen ist, entfällt eine Einschränkung nach hygienisch-mikrobiologischen Eignungsklassen.

4) Richtwert, der analog der TrinkwV (1990) § 2 Abs. 3 so weit unterschritten werden sollte, „wie dies nach dem Stand der Technik mit vertretbarem Aufwand unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalles möglich ist“. Zur Verbesserung der Wasserqualität siehe Abschnitt 5.4, DIN 19650.

5) Bei der Beregnung muss durch Schutzmaßnahmen sichergestellt werden, dass Personal und Öffentlichkeit keinen Schaden nehmen.

A2.2 Internationale Anforderungen

In Tabelle A2.2 ist eine Zusammenstellung der U.S. EPA (2004) von verschiedener Autoren zu Reinigungszielen für relevante Qualitätsparameter bei der Wasserwiederverwendung dargestellt und in Tabelle A2.3 eine Übersicht mit Qualitätsanforderungen aus verschiedenen Ländern.

Für detailliertere Angaben zu Anforderungen an die Wasseraufbereitung in verschiedenen Anwendungsfeldern der Wasserwiederverwendung wird auf die einschlägige Literatur verwiesen (z. B. WHO, 2006; Bixio und Wintgens, 2006; Asano, 2007; Jiménez und Asano, 2008). Besonders hervorzuheben sind die WHO-Guidelines für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft (2006), die insbesondere für Schwellen- und Entwicklungsländern oftmals als Maßstab herangezogen werden und auch in dieser Arbeit mehrfach im Zusammenhang mit hygienischen Qualitätsanforderungen genannt werden.

Speziell für den Bereich der landwirtschaftlichen Bewässerung gibt es spezifische Richtlinien der FAO mit Hinweisen und Qualitätsanforderungen zum Schutz von Boden und Pflanzen.

Im Übrigen gibt es in der Europäischen Union trotz der in anderen Bereichen oftmals anzutreffenden hohen Regelungsdichte bisher keine übergeordnete Richtlinie mit Qualitätsanforderungen zur Wasserwiederverwendung (z. B. analog zu den Anforderungen an die kommunale Abwassereinigung nach 91/271/EWG). Häufig wird jedoch als Vergleichsmaßstab die Badegewässer-Richtlinie 2006/7/EG mit Anforderungen an Einleitungen in Oberflächengewässer, die für Erholungszwecke genutzt werden (Badegewässer), herangezogen.

Tabelle A2.2: Zusammenfassung relevanter Qualitätsparameter für die Wasserwiederverwendung (U.S. EPA, 2004, Table 8-3)

Parameter	Bedeutung für die Wiederverwendung	Übliche Ablaufwerte von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (ohne Nährstoffelimination)	Reinigungsziel für Wasser zur Wiederverwendung
Abfiltrierbare Stoffe	Maß für partikulare Stoffe. Kann mit mikrobieller Kontamination zusammenhängen.	5 mg SS/l - 50 mg SS/l	< 5 mg SS/l - 30 mg SS/l
Trübung	Kann Desinfektion behindern. Verstopfungsgefahr für Bewässerungssysteme. Führt zu Ablagerungen	1 NTU ⁵ - 30 NTU	< 0,1 NTU - 30 NTU
BSB ₅	Organisches Substrat für Wachstum der Mikroorganismen.	10 mg/l - 30 mg/l	< 10 mg/l - 45 mg/l
CSB	Kann eine Wiederverkeimung in Rohrleitungen und mikrobielles Fouling begünstigen.	50 mg/l - 150 mg/l	< 20 mg/l - 90 mg/l
TOC		5 mg/l - 20 mg/l	< 1 mg/l - 10 mg/l
Gesamtcoliforme Bakterien		< 10 cfu / 100 ml - 10 ⁷ cfu / 100 ml	< 1 cfu / 100 ml - 200 cfu / 100 ml
Fäkalcoliforme Bakterien	Maß für Infektionsrisiko aufgrund der potenziellen Anwesenheit von pathogenen Keimen.	1 cfu / 100 ml - 10 ⁶ cfu / 100 ml	< 1 cfu / 100 ml - 10 ³ cfu / 100 ml
Helmintheneier		< 1 /l - 10 /l	< 0,1 /l - 5 /l
Viren		< 1 /l - 100 /l	< 1 / 50 l
Schwermetalle	Einige Elemente (Cd, Ni, Hg, Zn usw.) sind pflanzengiftig und es bestehen Grenzwerte für die Bewässerung	-	< 0,001 mg Hg/l < 0,01 mg Cd/l < 0,1 mg Ni/l - 0,02 mg Ni/l
Anorganische Stoffe	Hoher Salz- und Borgehalt (>1 mg/l) sind nachteilig für die Bewässerung	-	< 450 TDS/l

Parameter	Bedeutung für die Wiederverwendung	Übliche Ablaufwerte von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (ohne Nährstoffelimination)	Reinigungsziel für Wasser zur Wiederverwendung
Restliche Chlor-Verbindungen	Zur Verhinderung einer Wiederverkeimung. Übermäßiger Anteil an freiem Chlor (> 0,05) kann für einige Kulturpflanzen schädlich sein	-	0,5 mg Cl/l - > 1 mg/l
Stickstoff	Dünger für die Bewässerung. Kann zu Algenwachstum, Korrosion (N-NH ₄) und Verblockung (P) beitragen.	10 mg N/l - 30mg N/l	< 1 mg N/l – 30 mg N/l
Phosphor		0,1 mg P/l – 30 mg P/l	< 1 mg P/l – 20 mg P/l

Source: Adapted from Lazarova, 2001; Metcalf and Eddy, 1991; Pettygrove and Asano, 1985

Tabelle A2.3: Zusammenstellung von Qualitätsanforderungen zur Wasserwiederverwendung in den Vereinigten Staaten und anderen Ländern (U.S. EPA, 2004, Tabelle 8-4)

Country/Region	Fecal Coliforms (CFU/100m l)	Total coliforms (cfu/100 m l)	Helminth eggs (#/L)	BOD ₅ (ppm)	Turbidity (NTU)	TSS (ppm)	DO (% of Sat)	pH	Chlorine residual (ppm)
Australia (New South Wales)	<1	<2/50	--	>20	<2	--	--	--	--
Arizona	<1	--	--	--	1	--	--	4.5-9	--
California	--	2.2	--	--	2	--	--	--	--
Cyprus	50	--	--	10	--	10	--	--	--
EC bathing water	100 (g) 2.000 (m)	500 (g) 10.000 (m)	--	--	2 (g) 1 (m)	--	80-120	6-9	--
France	<1000	--	<1	--	--	--	--	--	--
Florida (m)	25 for any sample for 75%	--	--	20	--	5	--	--	1
Germany (g)	100(g)	500 (g)	--	20 (g)	1-2 (m)	30	80-120	6-9	--
Japan (m)	10	10	--	10	5	--	--	6-9	--
Israel	--	2.2 (50%) 12(80%)	--	15	--	15	0.5	--	0.5
Italy	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Kuwait Crops not eaten raw	--	10,000	--	10	--	10	--	--	1
Kuwait Crops eaten raw	--	100	--	10	--	10	--	--	1
Oman 11A	<200	--	--	15	--	15	--	6-9	--
Oman 11B	<1000	--	--	20	--	30	--	6-9	--
South Africa	0 (g)	--	--	--	--	--	--	--	--
Spain (Canary islands)	--	2.2	--	10	2	3	--	6.5-8.4	1
Texas (m)	75(m)	--	--	5	3	--	--	--	--
Tunisia	--	--	<1	30	--	30	7	6.5-8.5	--
UAE	--	<100	--	<10	--	<10	--	--	--
United Kingdom Bathing Water Criteria	100 (g) 2000 (m)	500 (g) 10000 (m)	--	--	2 (g) 1 (m)	--	80-120	6-9	--
US EPA (g)	14 for any sample, 0 for 90 %	--	--	10	2	--	--	6-9	1
WHO (lawn irrigation)	200 (g) 1000 (m)	--	--	--	--	--	--	--	--

Note: (g) signifies that the standard is a guideline and (m) signifies that the standard is a mandatory regulation

Source: Adapted from Granfield University, 2001. Urban Water Recycling Information Pack, UK

Anhang 3: Betriebsaspekte von UV-Bestrahlungsanlagen

A3.1 Erzeugung von UV-Licht

UV-Strahlung wird technisch durch Quecksilberdampf-Entladungslampen erzeugt. In Abhängigkeit vom betrieblich genutzten Quecksilberdampfdruck, unterscheidet man Quecksilberlampen in zwei Haupttypen (Bixio und Wintgens, 2006):

1. Niederdrucklampen (LP) mit ca. 0,01 mbar Hg: Diese emittieren annäherungsweise 85-90 % ihrer Lichtenergie um die Wellenlänge von 254 nm und haben bezogen auf den elektrischen Energieverbrauch eine hohe UV-C-Ausbeute. Niederdrucklampen werden in Lampen mit niedriger (LI) und mit hoher Intensität (HI) unterteilt.
2. Mitteldrucklampen (MP) mit 1,0-2,0 bar Hg: Diese strahlen Wellenlängen von 200 – 400 nm aus, siehe Bild 8.6 (sie werden daher als polychromatisch bezeichnet), mit einer näherungsweise 15 bis 20 mal höheren keimtötenden UV-Intensität als Niederdrucklampen. Mitteldrucklampen haben wegen ihrer höheren Intensität eine höhere Durchdringungsfähigkeit. Allerdings arbeiten diese Lampen bei höheren Temperaturen und benötigen mehr Energie.

Daneben werden auch Strahlertypen angeboten, die zwischen Niederdruck- und Mitteldruckstrahlern einzuordnen sind. In Tabelle A3.1 sind die wichtigsten Merkmale und Eigenschaften von Nieder- und Mitteldruckstrahlern angegeben.

Tabelle A3.1: Merkmale und Eigenschaften von Nieder- und Mitteldruck-UV-Strahlern (DWA-M 205, 2013; basierend auf Technischer Mitteilung 01/08 der figawa)

Merkmale und Eigenschaften	Niederdruckstrahler	Mitteldruckstrahler
Quecksilberdampfdruck	ca. 0,01 hPa	1.000 – 10.000 hPa
Spektrum im UV-Bereich	Linienpektrum, monochromatisch	Breitbandig
Wellenlänge im UV-C-Bereich	254 nm	240 – 280 nm
Typische Leistungsaufnahme	10 – 600 W	1.000 – 30.000 W
Typische Leistungsdichte bezogen auf die Lichtbogenlänge	1 – 4 W/cm	100 – 200 W/cm
UV-C-Leistung (254 nm) bezogen auf die eingespeiste elektr. Leistung bei neuem Strahler	ca. 20 – 35 %	8 – 15 %
Oberflächentemperatur Strahler	40 – 120 °C	600 – 950 °C
Nutzungsdauer	8.000 – 16.000 h	4.000 – 12.000 h

Mitteldrucklampen kommen generell eher auf mittelgroßen bis großen Anlagen zum Einsatz, während Niederdrucklampen mit geringer Intensität auch in sehr kleinen Anlagen Anwendung finden. Damit ist dieser Typ prinzipiell auch für den Einsatz im Zusammenhang mit Abwasserteichanlagen prädestiniert.

In der Praxis werden derzeit überwiegend Niederdruckstrahler eingesetzt. Die niedrigen Oberflächentemperaturen sind günstig im Hinblick auf die Gefahr der Belagbildung auf den

Strahlerhüllrohren. Infolge der geringen Leistungsdichte sind jedoch in der Regel viele Strahler erforderlich (was bei Teichen wegen ihres vergleichsweise geringeren Durchflusses von untergeordneter Bedeutung ist). Beim Einsatz von Mitteldruckstrahlern kann aufgrund der höheren Leistungsdichte die Anzahl der Strahler bei kompakter Bauweise um den Faktor 10 bis 20 reduziert werden. Die geringere UV-C-Ausbeute führt aber zu einem deutlich höheren Energieverbrauch. Die hohe Oberflächentemperatur verstärkt die Gefahr der Belagbildung und erfordert in der Regel automatische Reinigungssysteme. (ATV-M 205, 1998)

Aufgrund ihres polychromatischen Spektrums fällt der Effekt der Reaktivierung der bestrahlten Organismen bei Mitteldrucklampen geringer aus als bei Niederdrucklampen.

Innovative Ansätze

Im Bereich der UV-Strahlungsquellen gibt es mehrere Ansätze für Neuentwicklungen, u. a. zwei neue Lampenausführungen, die keine Quecksilberlampen sind:

- Gepulste Energie Breitband-Xenonlampen (Pulsed UV), bei denen Gleichstrom in einem Kondensator gespeichert wird und über einen Hochgeschwindigkeitsschalter pulsierend abgegeben wird, um ein starkes UV-Strahlungsfeld zu erzeugen. Die Strahlung, die durch diese UV-Lampe erzeugt wird, soll 20.000 Mal stärker als Sonnenlicht auf Meereshöhe sein. (Bixio und Wintgens, 2006)
- Schmalband-Excimer-UV-Lampen (Excilamps), basierend auf der wirksamen Fluoreszenz von Eximeren oder Exiplexen. Sie emittieren inkohärente und fast monochromatische Strahlung im ultravioletten oder Vakuum-UV-Bereich, abhängig von der Art des Füllgases oder Gasgemisches und sind prädestiniert für wellenlängenselektive Anwendungen, z. B. auch in der Photobiologie. (Bixio und Wintgens, 2006)
- Im Bereich der Leuchtdioden ist der Durchbruch bei der Weiterentwicklung von blauen Leuchtdioden zu Dioden mit ultravioletter Abstrahlung gelungen (EUWID, 2009). Der Wirkungsgrad ist allerdings noch deutlich zu gering für großtechnische Anwendungen.

Die Desinfektion mit UV-Strahlung hat in den letzten Jahren Einzug in zahlreiche neue Anwendungsfelder gehalten und es ist eine weitere Expansion auch in den kommenden Jahren zu erwarten, die dann ggf. auch Rückwirkungen auf Anwendungen im Bereich der Abwasserdesinfektion hat.

A3.1 Betriebsaspekte von UV-Desinfektionsanlagen

Der Betrieb von UV-Anlagen zur Abwasserdesinfektion führt zu systemspezifischen Anforderungen, die zusätzlich zu den üblichen abwassertechnischen Aufgabenstellungen auf Abwasserbehandlungsanlagen zu berücksichtigen sind (siehe dazu auch Erläuterungen im DWA-M 205, 2013):

• Ausbildung des Personals

Wie bei allen Desinfektionsverfahren, setzt auch der ordnungsgemäße Betrieb von UV-Anlagen eine regelmäßige Kontrolle und Wartung der Anlagen durch eingewiesenes Betriebspersonal voraus. Die laufende Wartung von UV-Module beschränkt sich in der Regel jedoch auf die Reinigung und das Auswechseln von Strahlern, die bei den meisten

Anlagen ohne besondere Hilfsmittel eingebracht und herausgenommen werden können und keine besondere Ausbildung voraussetzt.

- **Kontrolle der Bestrahlungsstärke**

Durch Belagbildung und Alterung der Strahler sinkt die Bestrahlungsstärke im laufenden Betrieb zwangsläufig ab. Zur kontinuierlichen Kontrolle der festgelegten Mindestbestrahlung sind UV-Bestrahlungsanlagen daher mit Sensoren zur Messung der Bestrahlungsstärke anzuordnen, die bei einer unteren Alarmgrenze die Notwendigkeit zur Strahlerreinigung signalisieren oder den Durchfluss durch die Anlage stoppen.

- **Ausfall und Alterung der Strahler**

UV-Strahler weisen einen erheblichen Leistungsabfall über ihre Lebensdauer auf, je nach Strahlertyp bis zu 40 % (ATV-M 205, 1998). Zur Sicherstellung einer jederzeit ausreichenden Strahlungsintensität sind UV-Anlagen daher neben einem Sensor zur Kontrolle der Bestrahlungsstärke auch mit Betriebsstundenzählern auszustatten, sodass sich das Alterungsverhalten der eingebauten Strahler abschätzen lässt.

- **Belagbildung und Strahlerreinigung**

Die Belagbildung auf den Quarzhüllrohren führt zu einem Absinken der UV-Bestrahlungsstärke während des Betriebs. Sie fällt in Abhängigkeit der Abwasserbeschaffenheit sehr unterschiedlich aus. Die Belagkontrolle erfolgt indirekt über den Sensor für die Bestrahlungsstärke. Je nach Abwasserzusammensetzung ist etwa alle 14 Tage bis 6 Monate eine Reinigung durchzuführen (DWA-M 205, 2013), die in der Regel mit verdünnter Säure erfolgt.

Mit mechanischen Wischersystemen lässt sich die Belagbildung verzögern. Die in der Regel selbstadjustierenden und selbstschärfenden, O-Ring-förmigen Wischer passen sich an die Strahlerrohre an und werden über Spindel bzw. Schieberstangen in festgelegten Intervallen bewegt. Bei größeren Geräten erfolgen die Wisch- und Spülvorgänge über programmierbare Steuerungen, bei einfachen Anlagen sind sie manuell durchzuführen.

- **Dosierung der UV-Bestrahlung**

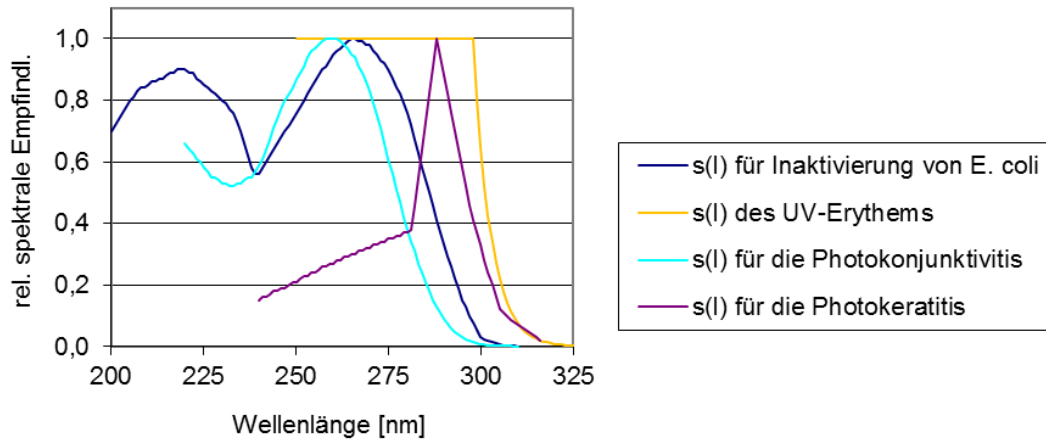
Bei chemischen Desinfektionsanlagen kann durch eine bedarfsabhängige Dosierung der Desinfektionsmittel ein wirtschaftlicher Betrieb sichergestellt werden. UV-Mitteldruckstrahler können analog dazu gedimmt werden. Die häufiger eingesetzten UV-Niederdruckstrahler sind dagegen nur begrenzt regelbar. Bei Anlagen mit mehreren UV-Reaktoren können diese jedoch durchflussabhängig zu- und abgeschaltet werden (sog. „Flow-Pacing“). Allerdings ist zu beachten, dass ein häufiges Schalten der UV-Strahler deren Nutzungsdauer vermindert und die Strahler eine Startzeit bis zur Erreichung ihrer Zielintensität benötigen.

- **Sicherheitsanforderungen**

UV-Strahlen können Augen und Haut reizen und schädigen. UV-Bestrahlungseinrichtungen müssen daher so gestaltet sein, dass die Strahlung nicht direkt auf Augen oder

Haut einwirken kann. Dies kann z. B. über lichtdichte Abdeckungen mit Kontaktschalter erfolgen (DIN EN 12255-14:2004).

Zur Sensibilisierung für das Thema sind in Bild A3.1 einige Wirkungsspektren photobiologischer Wirkungen dargestellt, aus denen zu erkennen ist, dass die für die Abwasserdesinfektion üblichen Wellenlängen ein hohes Schädigungspotenzial auch für die menschliche Gesundheit haben.



Erläuterung:

UV-Erythem: Symptom akuter Hautentzündung durch UV-Bestrahlung

Photokonjunktivitis: Entzündung der Bindehaut des Auges durch UV-Bestrahlung

Photokeratitis: Entzündung des Hornhaut-Epithels des Auges durch UV-Bestrahlung

Bild A3.1: Wirkungsspektren photobiologischer Wirkungen, mit $s(l)$ = relative spektrale Empfindlichkeit (abgeleitet aus DIN 5031-10: 2000-03)

Werdegang des Autors

Der Werdegang ist in der Online-Version dieser Publikation aus Gründen des Datenschutzes nicht enthalten.

IN DER SCHRIFTENREIHE

"WASSER UND UMWELT"

SIND BISHER FOLGENDE BÄNDE ERSCHIENEN:

Band 1

Projektbewertung von Talsperren

- Vorträge zum Statusseminar am 30. November 1987 in Witten

mit Beiträgen von B. Strack, I. Giesecke, R.F. Schmidtke, G. Salveter,
G. Klingebiel, K.-U. Rudolph, G.A. Schultz, G. Rincke, K. Buchwald,
E. von Helmolt, J. Schaller, W. Pflügner, H.F. Kaltenbrunner und J. Kühling

ISBN 3-927 112-00-3

März 1988

€ 24,50

Band 2

Entwicklung eines Modells zur Beschreibung der mikrobiellen Geruchsstoffbildung in Abwasserbelebungsbecken sowie seine Überprüfung auf Praxisanlagen

Naturwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Ing. Karl-Erich Köppke

ISBN 3-927 112-01-1

Febr. 1989

€ 24,50

Band 3

Kostenprobleme der kommunalen Abwasserbeseitigung

- Vorträge zur Jahrestagung der Bundesarbeitsgemeinschaft der kommunalen Finanz-, Kassen- und Rechnungsbeamten sowie des Fachverbandes der Kämmerer Niedersachsen e.V. am 13. September 1990 in Osnabrück -

mit Beiträgen von Zillich, W. Kuhl, M. Gellert, K.-P. Lütcke, K.-U. Rudolph, M. Dinnendahl, B. Lorenz, H.-B. Löhmann, H. Engstler und H.-H. Greßhöner

ISBN 3-927 112-02-X

Okt. 1990

€ 24,50

Band 4

Kostensenkungspotentiale in der kommunalen Abwasserbeseitigung unter besonderer Berücksichtigung der Organisationsform

Wirtschaftswissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Kfm. Dipl.-Ing. M. Gellert

ISBN 3-927 112-03-8

Febr. 1991

- vergriffen -

Band 5

Leistungs- und Kostenvergleich von Deponiesickerwasserreinigungsanlagen nach derzeitigem Stand der Technik II

- Ergänzungen zum BMFT-Statusbericht vom Okt. 1988

Abschlußbericht 02-WA 8721/0 im Auftrage des Bundesministers für Forschung und Technologie

von K.-U. Rudolph und Th. Nelle

mit Beiträgen von H. Hapke, R. Günther, G. Schlüter, K.-E. Köppke, P. Lichtenborg und R. Schumann

ISBN 3-927 112-04-6

Mai 1991

- vergriffen -

- Band 6** Entwicklung eines Bewertungsverfahrens zur Frage der zentralen oder dezentralen Abwasserreinigung im ländlichen Raum
Ingenieurwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Ing. G. Fehr
ISBN 3-927 112-05-4 Febr. 1992 € 24,50
- Band 7** Technische und wirtschaftliche Optimierung der weitergehenden Abwasserreinigung am Beispiel einer Kläranlage mit 50 % Textilabwasseranteil
Ingenieurwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Ing. P. Geis
ISBN 3-927 112-06-2 Mai 1992 € 34,50

IN DER SCHRIFTENREIHE

"UMWELTTECHNIK UND UMWELTMANAGEMENT"*

SIND BISHER FOLGENDE BÄNDE ERSCIENEN:

- Band 8** RegenwasserBEWIRTSCHAFTUNG statt Regenwasser-ENTSORGUNG
- Vorträge zum Workshop am 26.08.1993 in Schönau -
Workshop anlässlich der Fertigstellung der Pilot- und Demonstrationsanlage Mulden-Rigolen-System Schönerlinde/Wiesenstraße, Schönau, Landkreis Bernau
mit Beiträgen von Angelika Stuke, Friedhelm Sieker, Frank Panning, Armin Stecker, Ralf Diekmann, Klaus Möller u.a.
ISBN 3-927112-07-0 Febr. 1994 € 34,50
- Band 9** Umweltprüflisten nach den Richtlinien der Europäischen Union
- mit Checklisten für die Betriebspraxis -
mit einem Umweltmanagement-Konzept der Steilmann Gruppe, Bochum-Wattenscheid von Prof. Dr. Wolf D. Hartmann,
in Zusammenarbeit mit dem Klaus Steilmann-Institut (KSI), Bochum-Wattenscheid
ISBN 3-927112-08-9 Febr. 1994 € 24,50
- Band 10** Volkswirtschaftliche Effekte privatwirtschaftlich organisierter öffentlicher Investitionen im Bereich der Abwasserentsorgung
Gutachten für den Verband privater Abwasserentsorger e.V. - VpA -
von Prof. Dr. H. Karl und Prof. Dr. P. Klemmer
ISBN 3-927112-09-7 März 1994 € 24,50

- Band 11** Abwasserdesinfektion mit UV-Licht und Ozon unter Einbeziehung der vorgeschalteten Reinigungsstufen
Ingenieurwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Ing. Th. Nelle
ISBN 3-927112-10-0 Dez. 1994 € 34,50
- Band 12** Teilreinigung von Abwässern mit hohem Stickstoffgehalt durch Separation und biologische Behandlung mit schwimmenden Scheibentauchkörpern
Ingenieurwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Ing. Eckehard Büscher
ISBN 3-927112-11-9 Jan. 1995 € 34,50
- Band 13** Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser mit UV-Licht und Ozon und ihre Nebenwirkungen
Naturwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Biologin Ch. Oberg
ISBN 3-927112-12-7 Juni 1995 € 34,50
- Band 14** Untersuchungen zur Entwicklung amperometrischer mediatorspezifischer Enzymsensoren zur Bestimmung von Nitrat und Nitrit
Ingenieurwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Ing. Beate Strehlitz
ISBN 3-927112-13-5 Aug. 1996 € 34,50
- Band 15** Die Bildung von Rückstellungen für Rekultivierung, Sanierung und Nachsorge bei oberirdischen Deponien nach Handels- und Steuerrecht
Wirtschaftswissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Kfm. Ralf Ossendot
ISBN 3-927112-14-3 Okt. 1996 € 34,50
- Band 16** Das Ozon/Festbettkatalysator-Verfahren bei der Sickerwasserbehandlung – Überprüfung verschiedener Anwendungsfälle und Vergleich zu konkurrierenden Verfahren
Ingenieurwissenschaftliche Dissertation von Dipl.-Ing. Joachim Korbach
ISBN 3-927112-15-1 März 1997 € 34,50
- Band 17** Recycling von Verkaufsverpackungen: Das Duale System Deutschland im internationalen Systemvergleich und daraus resultierende Gestaltungsmodifikationen
Wirtschaftswissenschaftliche Dissertation von Dip.-Wirtsch.-Phys. Carl-Peter de Bakker
ISBN 3-927112-16-X Juni 1997 € 34,50
- Band 18** Mulden-Rinnen-Systeme – Entwicklung und Optimierung eines naturnahen und kostengünstigen Regenwasserbewirtschaftungsverfahrens für Siedlungsgebiete
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Witten/Herdecke von Udo Sämann
ISBN 3-927112-17-8 Sept. 1997 € 24,50

- Band 19** Leistungssteigerung der dezentralen Abwasserreinigung durch Optimierung der Biologie in Abwasserteichen
- Vorträge zum Workshop am 11. und 12. 03.1997 in Witten -
ISBN 3-927112-18-6 Aug. 1997 € 24,50
- Band 20** Wissenschaftliche Untersuchung zur Qualität des Trinkwassers an den Verkaufsstandorten der Spinnrad GmbH
Wissenschaftliche Untersuchungen zur Qualität von Leitungswasser als Lebensmittel
Im Auftrag der Spinnrad GmbH
ISBN 3-927112-19-4 April 1999 € 24,50
- Band 21** Zur ökologischen Produktbewertung in der Textil- und Bekleidungsindustrie – theoretische Grundlagen und praktische Umsetzung
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades für Ingenieurwissenschaften an der Fakultät für Umweltwissenschaften der Universität Witten/Herdecke, vorgelegt von Karen Schmidt aus Gräfelfing/München
ISBN 3-927112-20-8 Feb. 1999 € 34,50
- Band 22** Technik- und Innovationsbewertung für die Textil- und Bekleidungsindustrie untersucht am Beispiel "Wearables"
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades für Ingenieurwissenschaften an der Fakultät für Umweltwissenschaften der Universität Witten/Herdecke vorgelegt von Astrid Ullsperger
ISBN 3-927112-21-6 Feb. 1999 € 34,50
- Band 23** Absorptive und biochemische Abbauprozesse in einem Biofilter am Beispiel der Prozessabluft der Laserstrahlbearbeitung organischer Werkstoffe
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades für Ingenieurwissenschaften an der Fakultät Umweltwissenschaften der Universität Witten/Herdecke, vorgelegt von Dipl.-Ing. Franz-Josef Zimmer aus Kreuzberg/Ahr
ISBN 3-934898-22-X März 2000 € 24,50
- Band 24** Chancen und Grenzen des Projektmanagements bei Vorhaben der öffentlichen Hand - dargestellt am Beispiel der Gemeinschaftskläranlage Wittenberg-Piesteritz
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors für Ingenieurwissenschaften an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Witten/Herdecke, vorgelegt von Dipl.-Ing. Wolfhardt V. Schroedter aus Berlin
ISBN 3-934898-23-8 Juli 2000 € 24,50

- Band 25** Untersuchungen zur Aufbereitung und Verwertung von Shredderleichtfraktion aus der Behandlung von Altkarosserien in Shredderanlagen
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Ingenieurwissenschaften der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Witten/Herdecke, vorgelegt von Dipl.-Chem. Torsten Paßvoß aus Dortmund
ISBN 3-934898-24-6 Mai 2001 € 24,50
- Band 26** Definition und exemplarische Anwendung von Kennzahlen zur Beschreibung und Optimierung des Klärwerkbetriebes
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Ingenieurwissenschaften der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Witten/Herdecke, vorgelegt von Dipl.-Ing. Carsten Haneke aus Holzminden
ISBN 3-934898-29-7 Dezember 2001 € 30,00
- Band 27** Untersuchung und Bewertung der technischen und wirtschaftlichen Treiber für die Entwicklung im Wasser- und Abwassersektor unter besonderer Berücksichtigung der Entflechtung von Querverbundsunternehmen
Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Ingenieurwissenschaften an der Fakultät für Biowissenschaften der Universität Witten/Herdecke, vorgelegt von Dipl.-Ing. Dirk Waider aus Meerbusch
ISBN 3-934898-30-0 Mai 2007 € 30,00
- Band 28** Implications of European Water Sector Experiences for Innovative PSP Concepts – The Franchising Approach and its Prospective Application to Peru
Diplomarbeit an der Wirtschaftsuniversität Wien und dem Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH, vorgelegt von Herrn Jörg Gmeinbauer aus Leoben, Österreich
ISBN 978-3-934898-31-8 Dezember 2007 € 30,00
- Band 29** Franchising im Wassersektor – Ableitung und Beschreibung eines alternativen Geschäftsmodells für Dienstleistungen der Wasserver- und Abwasserentsorgung
Inauguraldissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Wirtschaftswissenschaft der Private Universität Witten/Herdecke gGmbH im Bereich der Wirtschaftswissenschaft, vorgelegt von Herrn Dipl.-Vw. Michael Harbach aus Münster (Westf.)
ISBN 978-3-95404-014-8 Februar 2012 € 30,00
- Band 30** UV-Irradiation to Reduce Pathogenic Risks from Different Wastewaters for Irrigation
Inauguraldissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Ingenieurwissenschaften der Private Universität Witten/Herdecke gGmbH an der Fakultät für Gesundheit, vorgelegt von Frau Dipl.-Biologin Rim Soud aus Damaskus (Syrien)
ISBN 978-3-00-040769-7 Februar 2013 € 30,00

